

Ottfried Dietrich

Auswirkungen von klimatischen Veränderungen und Wassermanagement auf den Wasserhaushalt eines Feuchtgrünland-Standortes

Effects of changed climatic conditions and water resources management on the water balance of a wet grassland site

Der Wasserhaushalt vieler Feuchtgrünlandstandorte ist durch flurnahe Grundwasserstände gekennzeichnet und wird durch die Steuerung wasserwirtschaftlicher Anlagen reguliert. Die klimatischen Veränderungen der letzten Jahrzehnte mit steigenden Temperaturen und zunehmenden meteorologischen Extremen führten auf diesen Standorten immer häufiger zu tief absinkenden Grundwasserständen, insbesondere in trockenen Jahren in den niederschlagsarmen östlichen Regionen Deutschlands. Untersuchungen mit einer Grundwasser-Lysimeter-Anlage im Spreewald zeigen, dass durch einen verbesserten Wasserrückhalt im Winter und Frühjahr auf den Feuchtgrünlandflächen die Wasserbilanz verbessert werden kann. Die dafür notwendigen höheren Stauziele wirken sich auf die am Standort dominierenden Vegetationsarten aus und führen zu einer verstärkten Ausbreitung von feuchtgebietstypischen Arten wie z. B. Seggen. Diese haben eine deutlich größere Biomasseproduktion als das vorhandene extensiv genutzte Feuchtgrünland, verbunden mit einer höheren tatsächlichen Verdunstung. In sehr trockenen Jahren kann dies dazu führen, dass die Grundwasserstände, trotz verbesserten Wasserrückhalts im Winter, in den Sommermonaten sehr tief absinken. Bei der Vorbereitung und Planung von Maßnahmen zur Verbesserung des Wasserhaushalts auf grundwassernahen Feuchtgebietsstandorten muss daher die höhere Verdunstung berücksichtigt werden. Dafür lassen sich die in dieser Arbeit abgeleiteten Bestandskoeffizienten zur Abschätzung der tatsächlichen Verdunstung und des Wasserbedarfs nutzen.

Schlagwörter: Feuchtgrünland, Klimaänderung, Lysimeter, Wasserrückhalt, Wasserbilanz, tatsächliche Verdunstung

The water balance of wet grassland sites is characterised by high groundwater levels near the surface. It is affected by the water resources management of the existing ditches and weirs. The change of climatic conditions during the last decades, with increasing temperatures and more and more extreme meteorological conditions, causes greater water table depths with increasing frequency, especially in dry years in the eastern regions of Germany, where precipitation is generally lower. Investigations with a weighable groundwater lysimeter station in the Spreewald wetland show that an improved water retention in the wet grassland sites during winter and spring can improve the water budget. The increased target water level, a precondition for water retention, is affecting the vegetation composition and leads to more wetland typical species such as sedges. These species have a higher biomass production than existing extensive wet grassland species, leading to higher evapotranspiration. In very dry years, this can lead to very deep water table depths in the summer months despite an improved water retention in winter and early spring. The crop coefficients derived in this study can be used to estimate the actual evapotranspiration and water demand. This allows decision-makers to take vegetation effects into account when planning restoration measures and water management improvements at wetland sites.

Keywords: Wet Grassland, Climate Change, Lysimeter, Water Retention, Water Budget, Evapotranspiration

1 Einleitung

Landwirtschaftlich genutzte Feuchtgrünlandstandorte sind im Norddeutschen Tiefland weit verbreitet. Häufig handelt es sich dabei um entwässerte Moore, deren Torfabbau durch Degradierung unterschiedlich weit fortgeschritten ist. Von den 1,8 Mill. ha organischer Böden in Deutschland werden gegenwärtig 52 % als Grünland genutzt (UBA, 2023). Diese Standorte sind durch flurnahe Grundwasserstände gekennzeichnet und können daher als Feuchtgrünland bezeichnet werden. Im Winter stehen ihre Wasserstände zeitweise über Flur, im Sommer sinken sie auf 1 m und tiefer unter Flur ab. Die Intensität der Absenkung hängt von den meteorologischen Bedingungen und vielen standortspezifischen Merkmalen ab, einschließlich der praktizierten Wasserbewirtschaftung auf den Flächen.

Die organischen Böden haben in den letzten Jahren hinsichtlich des Klimaschutzes zunehmend an Bedeutung gewonnen, gehören sie doch zu den größten CO₂-Emittenten im deutschen Landwirtschaftssektor (BMUV, 2021). Eine Reduzierung der Ent-

wässerung und Anhebung der Wasserstände, bis hin zu einer Wiedervernässung, könnte die Treibhausgas-Emissionen erheblich reduzieren (GÜNTHER et al., 2020; TIEMEYER et al., 2016). Unter optimalen Bedingungen wäre es somit möglich, dass aus Treibhausgasquellen wieder Treibhausgassensenken werden. Voraussetzung für eine erfolgreiche Wiedervernässung ist allerdings eine ausreichende Wasserverfügbarkeit auf den Flächen über das gesamte Jahr. Die Bewertung der Wasserverfügbarkeit schließt sowohl das Wasserdargebot aus Niederschlag und Zuflüssen aus dem Einzugsgebiet als auch den Wasserverbrauch durch Verdunstung und Abflüsse in Unterlieger-Gebiete mit ein. Veränderungen der klimatischen Bedingungen können das Wasserdargebot dieser Standorte mehrfach beeinflussen. Zum einen wirken Niederschläge und Verdunstung direkt auf den Wasserhaushalt des Feuchtgrünlandstandorts ein, zum anderen haben sie einen indirekten Effekt über die Wirkung der klimatischen Veränderungen auf den Wasserhaushalt des gesamten Einzugsgebietes. Land- und Wassernutzung sowie die Wasserbewirtschaftung im Einzugsgebiet haben wiederum Einfluss auf das im Niederungsgebiet verfügbare Wasserdargebot.

Die Höhe der tatsächlichen Verdunstung des Feuchtgrünlands hängt von verschiedenen Standortfaktoren ab. Die meteorologischen Bedingungen mit direkter Wirkung auf die tatsächliche Verdunstung werden durch die potenzielle Verdunstung zusammenfassend charakterisiert (ALLEN et al., 1998). Niederschlag und auch Grundwasserflurabstände beeinflussen die Wasser Verfügbarkeit für die Pflanzen. Bei sehr tiefen Wasserständen und ausgeschöpftem Boden kann in trockenen Jahren die tatsächliche Verdunstung aufgrund eingeschränkter Wasserverfügbarkeit auch auf diesen Standorten unter die potenziellen Werte sinken (DIETRICH et al., 2021). Einen großen Einfluss hat die am Standort dominierende Vegetation. Bei dauerhaft flurnahen Wasserständen können viele Pflanzenarten nicht überleben. Dagegen sind feuchtgebietstypische Vegetationsarten wie Seggen oder Röhrichte, die natürliche Vegetation dieser Standorte, hervorragend an solche Bedingungen angepasst und können sich gegen andere Vegetationsarten durchsetzen. Sie entwickeln eine große Biomasse, verbunden mit hohen Werten des Blattflächenindex und hohen Verdunstungswerten, was direkt den Wasserbedarf der Standorte beeinflusst (DIETRICH et al., 2019; DIETRICH & KAISER, 2017).

Abflüsse in unterhalb liegende Gebiete treten für gewöhnlich nur in Zeiten mit Wasserbilanzüberschuss auf. Dieses sind die Wintermonate oder kurzzeitig auch Phasen nach besonders niederschlagsreichen Perioden. Durch die künstliche Entwässerung der Flächen wird der Abfluss zusätzlich erhöht. Die Wasserbewirtschaftung im Niederungsgebiet greift durch verschiedene Maßnahmen in das Abflussgeschehen ein, indem sie die Wasserstände in den Gräben reguliert und so die Entwässerung verstärkt oder reduziert. Maßnahmen des Wasserrückhalts in der Fläche verteilen das verfügbare Wasserdargebot allerdings nur zeitlich um und sind nicht in der Lage, es direkt zu vergrößern. Dies kann nur durch Maßnahmen im Einzugsgebiet geschehen.

In vielen Bundesländern werden im Rahmen von Klimaschutzmaßnahmen Projekte zur Verbesserung des Wasserhaushalts auf entwässerten Moorflächen gefördert (MELUND, 2023; MLUK, 2023). Für die Vorbereitung und Planung konkreter Maßnahmen zur Anhebung von Wasserständen in entwässerten Mooren ist eine gute Kenntnis der Auswirkungen von Maßnahmen auf die Wasserbilanzgrößen Verdunstung, Speicheränderung und Abfluss erforderlich. Auch sind die zukünftig zu erwartenden klimatischen Veränderungen bei den Planungen zu berücksichtigen. Dabei ist es wichtig, die konkreten Bilanzgrößen immer gebietsspezifisch zu bewerten, da sich diese aufgrund der klimatischen Unterschiede in Deutschland regional sehr unterscheiden.

Im folgenden Beitrag werden Lysimeter-Untersuchungen aus den Jahren 2010 bis 2023 ausgewertet, die zeigen, wie sich eine Anhebung des Wasserstands im Winter auf die Bilanzgrößen im Jahresverlauf auswirkt. Die großen klimatischen Schwankungen im Untersuchungszeitraum ermöglichen darüber hinaus eine Abschätzung der Auswirkungen unter extremen Klimabedingungen, wie sie zukünftig häufiger erwartet werden. Anhand der Ergebnisse können grundlegende Zusammenhänge dargestellt und erläutert werden, die auf andere klimatische Regionen Deutschlands übertragbar sind.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsstandort

Der Untersuchungsstandort befindet sich auf einer extensiv genutzten Mähweide inmitten des Spreewalds (Abb. 1), ca. 75 km südöstlich von Berlin im Einzugsgebiet der Spree (51°52'N, 14°02'O). Die langjährig mittlere Lufttemperatur an der benachbarten Station des Deutschen Wetterdienstes (DWD) in Cottbus beträgt 10,1 °C und die mittlere Niederschlagssumme 566 mm/a. Die mittlere Summe der Gras-Referenzverdunstung nach ALLEN et al. (1998) liegt bei 622 mm/a für den Zeitraum 1991 bis 2020. Die klimatischen Bedingungen im Feuchtgebiet Spreewald weichen davon geringfügig ab (DIETRICH & BEHRENDT, 2022), werden aber durch die benachbarte DWD-Station ausreichend widergespiegelt. Der Boden ist ein regional typischer, sandunterlagerter Anmoorgley geringer Mächtigkeit.

Der Wasserhaushalt der Fläche wird durch die meteorologischen Bedingungen und das praktizierte Wassermanagement bestimmt. Die Grünlandfläche ist an den Seiten von Gräben begrenzt. Die Grabenwasserstände reguliert der örtlichen Wasser- und Bodenverband mittels kleiner Staubauwerke. In Abstimmung mit allen örtlichen Interessensgruppen aus Land- und Forstwirtschaft, Naturschutz, Tourismus, Fischerei und Anwohnern werden zwei Stauregime umgesetzt, ein Winterstau mit hohen Wasserständen und ein Sommerstau mit etwas tiefer abgesenkten Wasserständen. Im Winter und in Perioden mit Wasserbilanzüberschuss entwässern die Gräben die Fläche. In dieser Zeit liegt der Wasserstand der Gräben ca. 20 cm unter dem Wasserstand in der Fläche.

Messungen entlang eines Transeks von Grundwassermessstellen zwischen den beiden angrenzenden Gräben zeigen, dass der Wasserstand in der Fläche nahezu ausgespiegelt ist. Im Winterhalbjahr befindet sich der Wasserstand auf großen Teilen der Fläche nahe der Geländeoberfläche. Die tiefer gelegenen Bereiche der Fläche sind dabei überflutet (Abb. 2). Im Laufe des Frühjahrs kehren sich die Fließrichtungen zwischen Fläche und Gräben für gewöhnlich um. Die Grabenwasserstände liegen dann etwa 10 bis 20 cm höher als die Wasserstände in der Fläche, da die



Abbildung 1

Lysimeter-Anlage auf einer typischen Feuchtgrünlandfläche im Spreewald (Foto: O. Dietrich).

Lysimeter station on a typical wet grassland site in the Spreewald wetland.

**Abbildung 2**

Dieselbe Feuchtgrünlandfläche im Spreewald mit gebietstypischen hohen Wasserständen im Winter (Foto: O. Dietrich).
The same wet grassland site in the Spreewald wetland with typical high water tables in winter times.

Flächenwasserstände infolge des Wasserentzugs der Pflanzen für die Verdunstung über den Sommer kontinuierlich absinken, unterbrochen von kurzzeitigen Anstiegen nach Niederschlagsereignissen. Aus den Gräben erfolgt ein Zufluss, der einen Teil des Verdunstungsentzugs der Fläche ausgleicht. Die Gräben werden aus den Zuflüssen des Spree-Einzugsgebietes gespeist, welche über die vielen verzweigten Kanäle und Gräben im gesamten Spreewald verteilt werden.

2.2 Lysimeter-Anlage

Die wägbare Grundwasser-Lysimeter-Anlage besteht aus vier Bodenmonolithen mit 1 m^2 Grundfläche und 2 m Mächtigkeit. Die Monolithe wurden 2009 am Standort der Anlage monolithisch gestochen, d. h. der Boden und auch die ursprüngliche Vegetation blieben erhalten. Dadurch repräsentieren die Monolithe die Bedingungen der umgebenden Feuchtgrünlandfläche. Der vorliegende Beitrag verwendet die Messergebnisse von zwei Monolithen.

Für jeden Bodenmonolith der Anlage wurden Speicheränderung, Zu- oder Abfluss sowie Niederschlag gemessen. Der Niederschlag wurde dabei für jeden Monolithen separat bestimmt. Dies geschah unter der Annahme, dass die tatsächliche Verdunstung während eines Niederschlagsereignisses gleich Null ist. Somit war es möglich, den Niederschlag direkt aus der Wasserbilanz zu berechnen. Die Information über Beginn und Ende eines Niederschlagsereignisses wurde aus den Daten der Wetterstation entnommen. Alle Messwerte wurden im 10-Minuten-Intervall erfasst und auf einem Datenlogger aufgezeichnet. Im Post-Processing erfolgte die Mittelung und Aufsummierung zu Stunden- und Tageswerten. Anschließend wurde die tatsächliche Verdunstung als Rest der Wasserbilanz für Stunden- und Tageswerte berechnet.

Die Steuerung der Lysimeter-Anlage ist vollautomatisch. Dabei besteht technisch die Möglichkeit, in jedem Monolithen eine andere Steuergröße zu verwenden. In einem Monolithen wurde der Grundwasserstand nach dem unmittelbar neben der Anlage gemessenen Grundwasserstand geregelt. Da auch der Boden und die Vegetation mit der umgebenden Fläche übereinstimmen, lässt sich davon ausgehen, dass der betreffende Monolith den Wasserhaushalt dieser Fläche hinreichend genau widerspiegelt. Es ist aber auch möglich, den gemessenen Zu- bzw. Abfluss

eines Monolithen als Regelgröße für einen anderen Monolithen zu verwenden, oder vordefinierte Zeitreihen als Regelgröße zu nutzen. Eine ausführliche Beschreibung der Anlage, der Steuerung und der weiteren Messtechnik ist in DIETRICH et al. (2016) dargestellt.

Versuchsbegleitend wurde das Feucht- und Trockengewicht der geernteten Biomassen jedes Lysimeters für jeden Schnitttermin bestimmt. Die Ernte fand zweimal jährlich statt, wobei der 1. Schnitt um den 10. Juni und der 2. Schnitt in der ersten Septemberwoche erfolgte. In regelmäßigen Abständen wurde der Blattflächenindex gemessen. Dafür war bis 2012 ein LAI2000 (Licor) und danach ein SS2 (SunScan) in Verwendung. Die Messwerte beider Geräte weichen systematisch voneinander ab. Daher wurden nur Messwerte des Blattflächenindex, die mit dem SS2 gemessen wurden, für die Auswertung verwendet.

Während des Untersuchungszeitraumes von 2010 bis 2023 gab es aus technischen Gründen einzelne Lücken in den Messreihen. Gründe hierfür waren:

- technische Störungen an einzelnen Sensoren, die zu Datenlücken bei einzelnen Bilanzgrößen führten und somit keine vollständige Wasserbilanz ermöglichen,
- spezielle Versuche zur Ermittlung von verschiedenen Kenngrößen, bei denen die Lysimeter z. B. abgedeckt oder die Grundwasserstände gezielt manipuliert wurden, so dass keine Verdunstung und kein Niederschlag auftraten oder die Zu- bzw. Abflüsse nicht denen der umgebenden Fläche entsprachen. Solche Versuche wurden im ersten und zweiten Winter (2010, 2011) durchgeführt,
- eine Evakuierung eines Teils der Messtechnik beim Hochwasser im Juni und Juli 2013,
- eine tiefe Absenkung der Grundwasserstände in den Lysimetern im November 2019 sowie Januar bis März 2020, um weitere Sensoren für Untersuchungen in einem anderen Projekt einzubauen.

2.3 Wetterdaten

Um die Klimaentwicklung in der Region während der letzten Jahrzehnte einzuschätzen und die Untersuchungsjahre 2010 bis 2023 in die langjährige Entwicklung einzuordnen, wurden die am Standort gemessenen Wetterdaten mit Daten der nächstgelegenen DWD-Station verglichen (DWD, 2024). Diese befindet sich in Cottbus, ca. 20 km entfernt. Die 30-jährigen Reihen 1961 bis 1990 und 1991 bis 2020 dienen dabei als Referenz sowie dazu, die klimatischen Veränderungen in den letzten Jahrzehnten einzuschätzen. Die Einordnung des Untersuchungszeitraumes 2010 bis 2023 erfolgt durch Vergleich der zeitgleichen Reihen von Cottbus und vom Lysimeter-Standort im Spreewald. Dabei sind die standortspezifischen Unterschiede zwischen dem DWD-Standort in Cottbus und dem Lysimeter-Standort im Feuchtgebiet Spreewald zu berücksichtigen (DIETRICH & BEHRENDT, 2022).

Aus den Messdaten der DWD-Station in Cottbus wurden die Lufttemperatur in 2 m Höhe und der Niederschlag direkt übernommen. Tageswerte der Gras-Referenzverdunstung und der klimatischen Wasserbilanz wurden berechnet. Für die verschiedenen

Vergleiche war es erforderlich, sie zu Monats-, Halbjahres- und Jahreswerten zusammenzufassen. In gleicher Weise wurde mit den Wetterdaten von der Lysimeter-Station verfahren.

2.4 Variantenbeschreibung

Im Rahmen der Untersuchungen wurden die Wasserbilanzwerte von zwei Varianten verglichen. Variante 1 spiegelt den Wasseraushalt der umgebenden Feuchtgrünlandfläche mit einer extensiven landwirtschaftlichen 2-Schnitt-Nutzung und dem in der Region praktizierten Wassermanagement wider. Hierfür wurde der in der Fläche neben der Lysimeter-Anlage gemessene Grundwasserstand exakt im Lysimeter nachgefahren. Da der Boden im Lysimeter dem der umgebenden Fläche entspricht, ist es möglich, von der gleichen Speichercharakteristik des Bodens auszugehen. Die Vegetation auf dem Lysimeter entspricht ebenfalls der Vegetation der umgebenden Fläche. Die Schnitttermine auf dem Lysimeter richten sich nach den Terminen auf der Fläche. Es wird daher davon ausgegangen, dass die tatsächliche Verdunstung des Lysimeters der tatsächlichen Verdunstung der Fläche entspricht. Folglich müssen die dem Lysimeter zugeführten Wassermengen und die aus dem Lysimeter abgeflossenen Wassermengen der Wassermenge entsprechen, die der umgebenden Fläche über das Grabensystem und den regionalen Grundwasserleiter zufließen bzw. abfließen.

Variante 2 simuliert einen gegenüber der praktizierten Wasserbewirtschaftung erhöhten Winterstau, eine intensiv in der Region diskutierte Maßnahme zur Verbesserung des Wasserrückhalts im Gebiet. Hierbei werden die Wasserstände bis Mitte April auf den maximal einstellbaren Lysimeter-Wasserstand von 8 cm über Flur angehoben. Für eine realitätsnahe Simulation dieser Variante erfolgt die Steuerung ab dem 15. April jeden Jahres, nur noch nach dem gemessenen Zufluss vom Lysimeter der Variante 1. Der zugrundeliegende Gedanke ist, dass der Wasseraustausch zwischen Fläche und Graben vorwiegend von den hydraulischen Eigenschaften des Grundwasserleiters und den Druckgradienten zwischen Fläche und Graben bestimmt wird. Der Grundwasserstand im Lysimeter kann sich somit als freie Größe ausschließlich in Abhängigkeit des Zusammenspiels aller anderen Wasserbilanzgrößen entwickeln (DIETRICH et al., 2016). Diese Vorgehensweise wurde bis Ende 2019 praktiziert und ermöglicht eine Bewertung des erhöhten Winterstaus auf die Entwicklung des Grundwasserstandes in der Fläche (Abb. 8).

Ab 2020 wurde in Verbindung mit einer anderen Projektzielstellung auf dieser Variante versucht, den Wasserstand dauerhaft hoch zu halten, ohne dass die Höhe des Winterstauziels verändert wurde. In den Sommermonaten wurde hierfür der Zufluss erhöht. Da die Variante ansonsten nicht modifiziert wurde und die Modifikation ab 2020 keine Auswirkungen auf die Vegetationszusammensetzung und -entwicklung hatte, flossen die Bilanzwerte der Variante 2 bis einschließlich 2023 in die Auswertung ein.

2.5 Datenaufbereitung und Analyse

Grundlage der Auswertungen sind die Tagessummen der Wasserbilanzgrößen Niederschlag, Gras-Referenzverdunstung, tatsächliche Verdunstung, Zufluss, Abfluss und Speicheränderung sowie Tagesmittelwerte des Grundwasserflurabstands. Anschließend wurden die Daten zu Monatssummen bzw. Monatsmittelwerten zusammengefasst. Monate mit mehr als 3 Fehlern in einer der o. g. Wasserbilanzgrößen sind nicht

in die Berechnung der Monatssummen eingegangen. Bei der Berechnung der Halbjahres- und Jahreswerte wurden ebenfalls nur vollständige Zeitreihen verwendet. Daraus ergaben sich für die 14 Untersuchungsjahre je Auswertezeitraum unterschiedlich lange Datengrundlagen. Tabelle 1 fasst die Gesamtanzahl der Monate, Halbjahre und Jahre zusammen, die der jeweiligen Auswertung zugrunde liegen.

Als zusätzlicher Parameter zur Charakterisierung der Variantenunterschiede in der tatsächlichen Verdunstung wurde der Bestandskoeffizient k_c ausgewertet (ALLEN, 2000). Er charakterisiert die Unterschiede in der Vegetation hinsichtlich ihrer Wirkung auf die tatsächliche Verdunstung. Der Bestandskoeffizient wird als Quotient aus der tatsächlichen Verdunstung ET_a und der Gras-Referenzverdunstung ET_0 als Tageswert berechnet.

$$k_c = ET_a / ET_0 \quad (1)$$

Eine aktuelle Literaturauswertung von PEREIRA et al. (2024) zeigt, dass die für landwirtschaftliche Kulturen entwickelte Methode zur Berechnung der tatsächlichen Verdunstung auch zunehmend für Feuchtgebiete angewendet wird, es aufgrund der Vielfalt der Standorte und Vegetationsformen aber häufig noch an geeigneten k_c -Werten für alle Standorttypen fehlt.

Für alle Signifikanztests wurde der Zweistichproben t-Test unter der Annahme unterschiedlicher Varianzen angewendet. Da der Umfang der Stichproben ausreichend groß ist – mehr als 4.400 Stichproben stehen bei einer Jahresauswertung zur Verfügung, mehr als 2.000 für die Auswertung Oktober bis März und mehr als 2.400 für die Auswertung April bis September – kann nach dem zentralen Grenzwertsatz auf eine Prüfung auf Normalverteilung verzichtet werden (LANGE & MOSLER, 2017).

Tabelle 1

Zusammenfassung der verwendeten Datengrundlagen für die Berechnung der mittleren Monats-, Halbjahres- und Jahreswertstatistik.
Summary of the used data basis for the calculation of the mean month, half year and year values.

Auswertezeitraum	Anzahl vollständiger Datensätze
Jahr (Januar bis Dezember)	7
Winterhalbjahr (Oktober bis März)	8
Sommerhalbjahr (April bis September)	11
Januar	10
Februar	10
März	11
April	13
Mai	14
Juni	12
Juli	13
August	14
September	14
Oktober	14
November	11
Dezember	11

3 Ergebnisse

3.1 Klimatische Einordnung des Untersuchungszeitraums 2010 bis 2023

Ein Vergleich der 30-jährigen Reihen von 1961 bis 1990 und 1991 bis 2020 zeigt für die DWD-Station Cottbus einen signifikanten Anstieg der mittleren Lufttemperatur für das gesamte Jahr und für beide Halbjahre (Tab. 2). Keine signifikante Änderung ist beim Niederschlag zu erkennen. Die Gras-Referenzverdunstung steigt im Sommerhalbjahr von April bis September und in der Jahressumme signifikant an. Im Winterhalbjahr gibt es keine signifikante Änderung. Die klimatische Wasserbilanz weist in der Jahressumme und im Sommerhalbjahr ein Defizit auf und ist nur im Winterhalbjahr positiv. Die Zunahme des Defizits in der Vegetationsperiode ist signifikant, die Änderungen im Winterhalbjahr und in der Jahressumme nicht. Die hier angewandten Signifikanztests sind in DIETRICH et al. (2021) ausführlich beschrieben.

Im Untersuchungszeitraum von 2010 bis 2023 hat sich die klimatische Entwicklung der vorherigen Dekaden fortgesetzt. Lufttemperatur und Gras-Referenzverdunstung sind weiter angestiegen. Das Defizit in der klimatischen Wasserbilanz war ebenfalls größer als im Mittel der Periode 1991 bis 2020. Im Vergleich zu den beiden 30-jährigen Perioden lagen die Niederschläge etwas unter den 30-jährigen Durchschnittswerten.

Abbildung 3 zeigt den Jahresverlauf der klimatischen Wasserbilanz anhand von Monatsmittelwerten mit Schwankungsbereichen für die drei Zeitperioden. Von Oktober bis Februar sind die

Tabelle 2

Halbjahres- und Jahreswerte der Lufttemperatur (TL in °C), des Niederschlags (P in mm), der Gras-Referenzverdunstung (ET_o in mm) und der klimatischen Wasserbilanz (KWB in mm) an der DWD-Station Cottbus in den Zeiträumen 1961 bis 1990, 1991 bis 2020 und 2010 bis 2023.

Half year and year values of air temperature (TL in °C), precipitation (P in mm), grass-reference evapotranspiration (ET_o in mm) and climatic water budget (KWB in mm) at the DWD station Cottbus in the years 1961 to 1990, 1991 to 2020 and 2010 to 2023.

Zeitraum	Jahre	TL	P	ET_o	KWB
Jahr	1961 bis 1990	9,0	563	583	-21
	1991 bis 2020	10,1	566	623	-56
	2010 bis 2023	10,5	558	634	-76
Oktober bis März	1961 bis 1990	3,1	226	107	119
	1991 bis 2020	4,1	242	111	130
	2010 bis 2023	4,6	242	114	129
April bis September	1961 bis 1990	14,8	337	477	-140
	1991 bis 2020	16,0	324	511	-187
	2010 bis 2023	16,4	316	521	-205

Monatsmittel der klimatischen Wasserbilanz in allen drei Zeiträumen immer positiv. Negativ sind dagegen die Mittelwerte von April bis August. Im März und September ist die klimatische Wasserbilanz nahezu ausgeglichen, wobei die Mittelwerte der Periode 2010 bis 2023 in beiden Monaten leicht negativ sind.

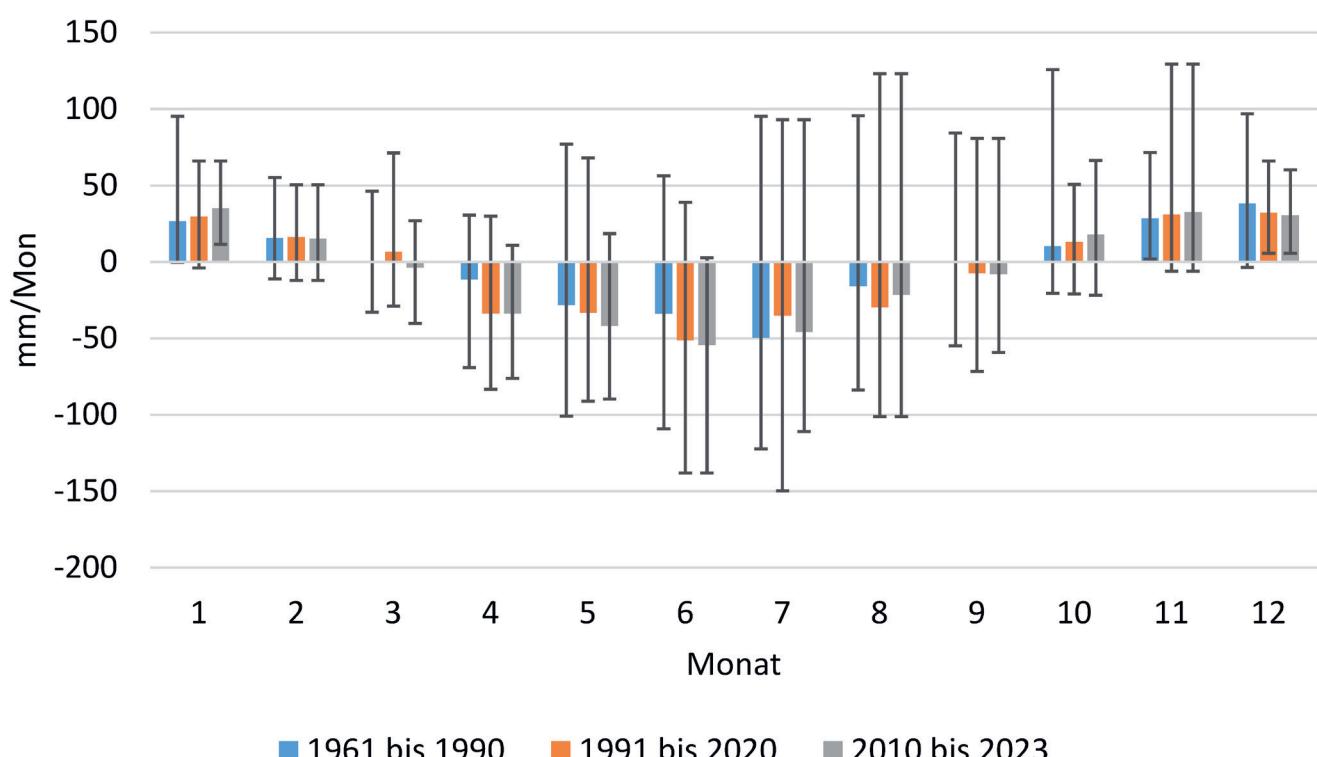
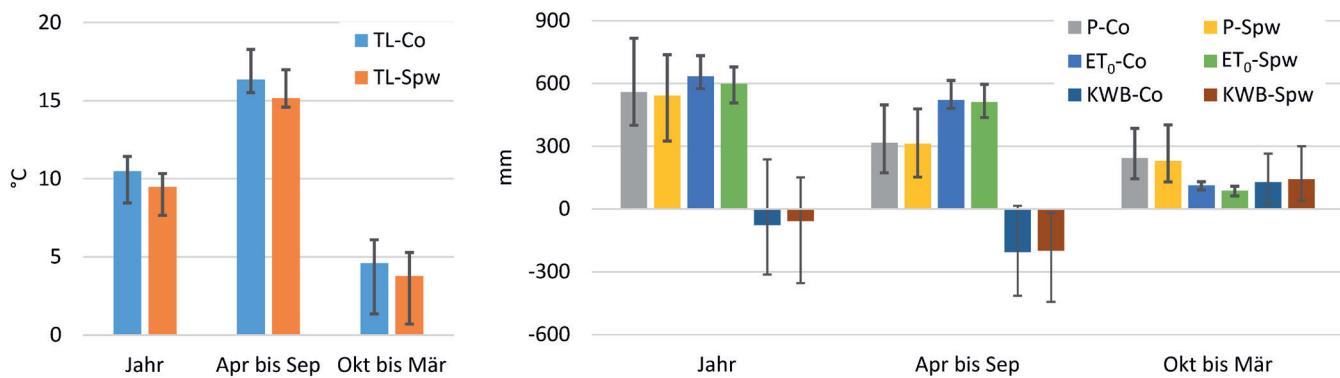


Abbildung 3

Monatsmittelwerte der klimatischen Wasserbilanz mit Schwankungsbereich an der DWD-Station Cottbus in den Zeiträumen 1961 bis 1990, 1991 bis 2020 und 2010 bis 2023.

Mean monthly values of the climatic water budget at the DWD station Cottbus in the periods 1961 to 1990, 1991 to 2020 and 2010 to 2023.

**Abbildung 4**

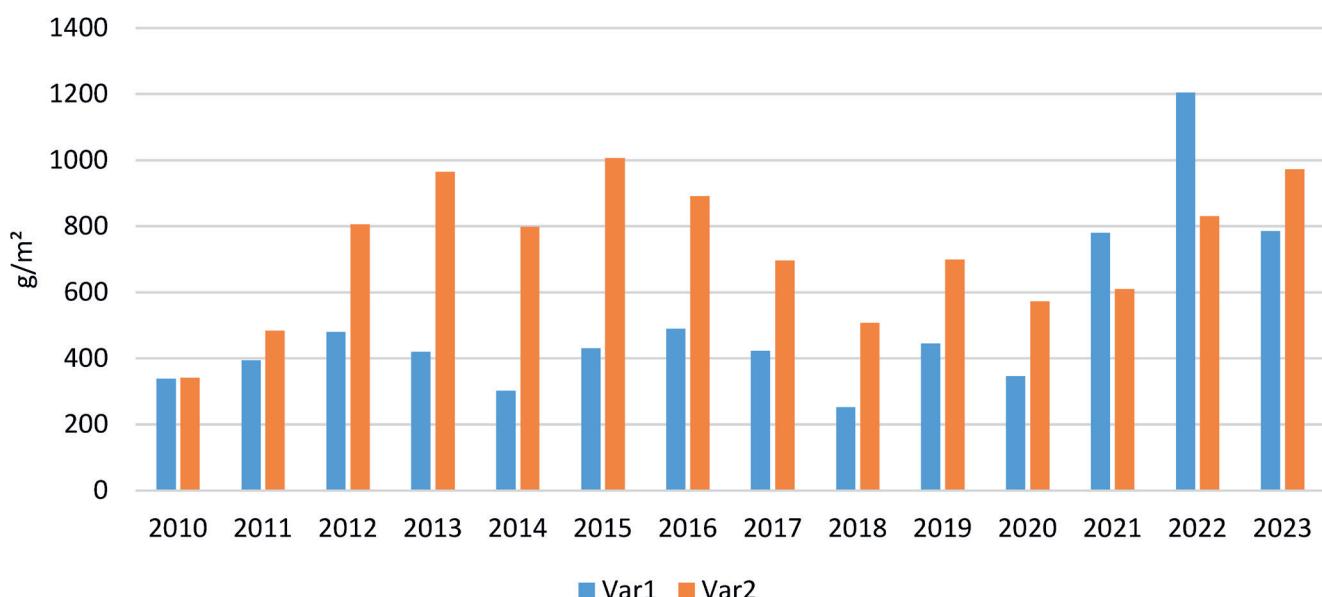
Vergleich meteorologischer Größen der DWD-Station in Cottbus und der Wetterstation am Lysimeter-Standort im Spreewald für den Zeitraum 2010 bis 2023: TL – Lufttemperatur; P – Niederschlag; ET_0 – Gras-Referenzverdunstung; KWB – klimatische Wasserbilanz; Co – Cottbus; Spw – Spreewald.
Comparison of the meteorological parameters of the DWD station in Cottbus and the weather station at the lysimeter site in the Spreewald wetland for the period 2010 to 2023: TL – air temperature; P – precipitation; ET_0 – grass-reference evapotranspiration; KWB – climatic water budget; Co – Cottbus; Spw – Spreewald.

Hieraus kann aber noch kein Trend abgeleitet werden. Große Schwankungsbreiten haben in allen drei Perioden die Werte der Monate von Mai bis September, was auf eine große Spanne der monatlichen Niederschläge zurückzuführen ist.

Der Standortvergleich Cottbus – Spreewald in Abbildung 4 zeigt mit den kühleren Lufttemperaturen im Feuchtgebiet bereits bekannte Unterschiede (DIETRICH & BEHRENDT, 2022). Alle Bilanzgrößen haben vergleichbare Mittelwerte. Unterschiede gibt es im Schwankungsbereich der Niederschläge, die auf die klimatische Wasserbilanz wirken. Diese sind auf lokal begrenzte Starkniederschläge zurückzuführen, die vor allem in den Sommermonaten auftreten können.

3.2 Biomasseentwicklung

Der Jahresertrag des Biomasseaufwuchses aus zwei Schnitten zeigt die unterschiedliche Entwicklung der Vegetation auf den beiden Varianten (Abb. 5). Ausgehend vom gleichen Ausgangszustand im Jahr 2010 hat sich die Vegetation bei Variante 2 in den Folgejahren sehr schnell an die veränderten höheren Wasserstände angepasst. Feuchtgebietstypische Vegetation (Seggen) setzte sich gegenüber den ursprünglichen Vegetationsarten durch (DIETRICH & KAISER, 2017). Der Biomasseaufwuchs von Variante 2 war von 2012 bis 2020 immer deutlich höher als der Aufwuchs von Variante 1. In den Jahren 2021 und 2022 breitete sich auf Variante 1 Rotklee stark aus. Die Folge war eine Verdopplung des Ertrages von Variante 1 gegenüber den Vorjahren. Auch

**Abbildung 5**

Vergleich des Jahresertrags an Trockenmasse aus zwei Schnitten.
Comparison of the annual dry mass yield from two cuts.

hier wurde nicht in die Zusammensetzung des Bestandes eingegriffen. Erst im Jahr 2023 kam es zu einem Rückgang des Kleebestandes, verbunden mit einer Ertragsabnahme. Der Ertrag von Variante 1 lag wieder unter dem von Variante 2 (Abb. 5).

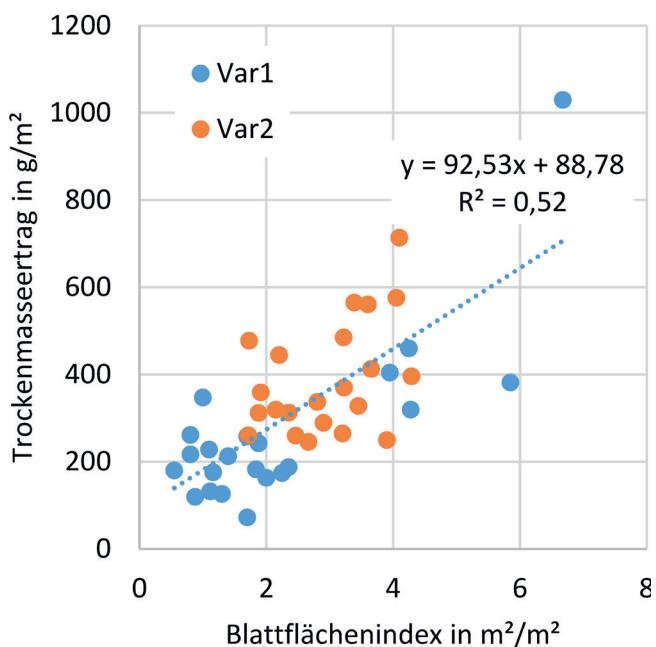


Abbildung 6
Zusammenhang zwischen Blattflächenindex und Trockenmasseertrag an den Schnittterminen. Es wurden nur Messwerte von Messgerät SS2 aus den Jahren 2013 bis 2023 verwendet.
Relation between leaf area index and dry mass yield on the cutting dates. Only measurement values of the SS2 instrument of the years 2013 to 2023 were used.

Den funktionalen Zusammenhang zwischen Blattflächenindex und Biomasseertrag zeigt Abbildung 6. Der Blattflächenindex entspricht dabei dem unmittelbar vor der Ernte gemessenen Wert. Werte des Blattflächenindex von 6 und 7 m²/m² werden jeweils auf Variante 1 durch den Rotklee in den Jahren 2021 bzw. 2022 vor dem ersten Schnitttermin erreicht, wobei Blattflächenindex und Biomasse des ersten Schnitts immer höhere Werte als beim zweiten Schnitt zeigen. Die Biomasseentwicklung ist in den Sommermonaten Juli und August deutlich kleiner als im Mai und Juni. So beträgt der mittlere Trockenmasseertrag in den Jahren 2010 bis 2023 bei Variante 1 für den ersten Schnitt 299 g/m² und für den zweiten Schnitt 208 g/m². Bei Variante 2 sind es 403 g/m² bzw. 324 g/m².

3.3 Grundwasserstände

Die Grundwasserstände beider Varianten zeigen den typischen Jahresgang eines Feuchtgrünlandstandortes mit hohen, flurnahen Wasserständen im Winter und absinkenden Wasserständen im Sommer (Abb. 7). Die Tiefststände in den Sommermonaten erreichen in den einzelnen Jahren jedoch sehr unterschiedliche Werte. Sie werden vor allem durch die meteorologischen Bedingungen in den einzelnen Jahren bestimmt. In den niederschlagsreichereren Jahren sinken die Grundwasserstände am Untersuchungsstandort bis ca. 60 cm unter Flur ab, in extrem trockenen Jahren wie 2018 auch bis 90 cm. Durch den höheren Winterstau der Variante 2 bis Mitte April verändert sich die Ganglinie in ihrem zeitlichen Verlauf. Dabei ist bei Variante 2 zu beachten, dass ab 2020 die Versuchsanstellung etwas geändert wurde. Durch eine erhöhte Wasserzufluss sollte das sommerliche Absinken des Wasserstandes weitgehend verhindert werden. Die Wasserstände von Variante 2 bleiben in den Jahren bis einschließlich 2019 immer einige Wochen länger auf dem hohen Niveau als bei Variante 1 und sinken erst später ab, so dass die Tiefstwerte häufig erst einige Wochen später erreicht werden. In den Jahren 2015, 2018 und 2019 unterschreiten die Tiefstwerte von Variante 2 die

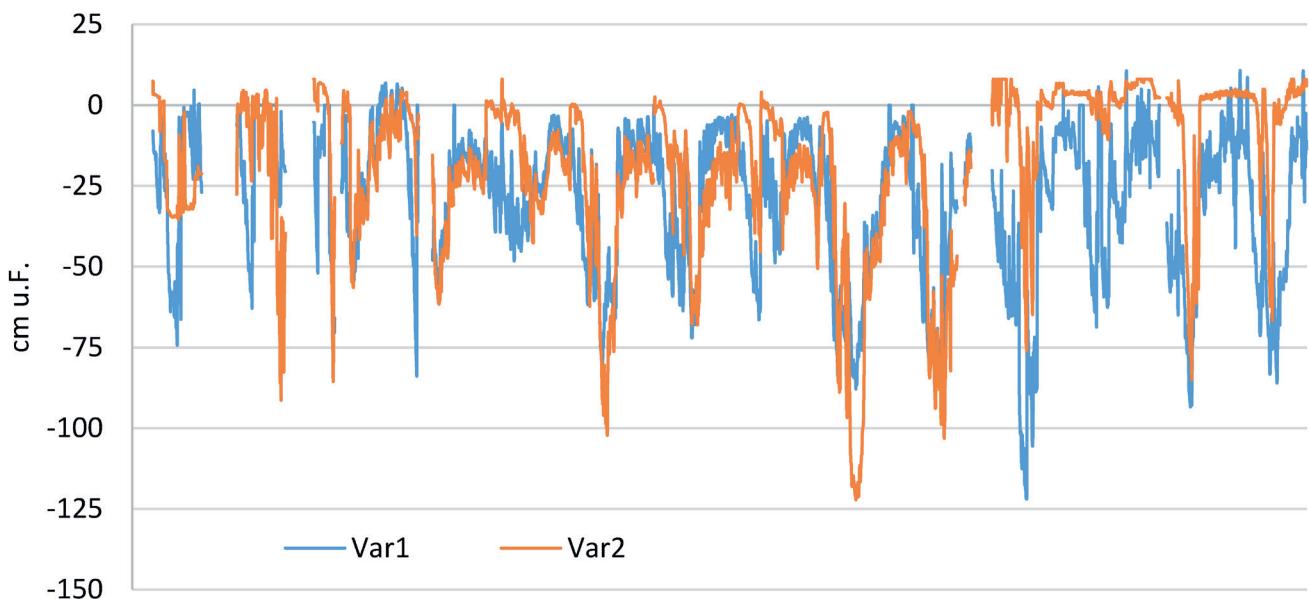


Abbildung 7
Ganglinien der Grundwasserflurabstände der beiden Untersuchungsvarianten.
Hydrograph of the water table depths of the two variants.

Tiefstwerte von Variante 1 sogar, in den anderen Jahren erreichen sie diese nicht.

Die Summenhäufigkeit der Grundwasserflurabstände beider Varianten veranschaulicht die Wirkung der Stauzielanhebung im Winterhalbjahr (Abb. 8). Sie zeigt in ca. 90 % des Zeitraums eine Erhöhung der Wasserstände, aber auch tiefere Wasserstände in ca. 10 % des Zeitraums.

3.4 Wasserbilanzen

Der Vergleich der Wasserbilanzen beider Varianten erfolgt anhand der mittleren Jahres-, Halbjahres- und Monatswerte. Im Untersuchungszeitraum von 2010 bis 2023 gibt es sieben vollständige Jahresreihen (Tab. 1). Diese liegen den mittleren Jahreswerten zugrunde (Abb. 9a). Aus den anderen Jahren konnten noch ein weiteres Winterhalbjahr und vier weitere Sommerhalbjahre ohne Fehlmonate ausgewählt und in die Auswertung mit einbezogen werden, so dass den mittleren Winterhalbjahren 8 Jahre und den mittleren Sommerhalbjahren 11 Jahre zugrunde liegen (Tab. 1, Abb. 9b und 9c). Abbildung 9d zeigt die Bilanzwerte für die Vegetationsperiode von April bis September noch einmal für die 7 Jahre, die den mittleren Jahreswerten zugrunde liegen.

Die linke Seite der Abbildungen 9a bis 9c zeigen jeweils die Einordnung der meteorologischen Randbedingungen der ausgewählten sieben Jahre, acht Winterhalbjahre bzw. 11 Sommerhalbjahre mit vollständiger Wasserbilanz für alle Monate im Vergleich zu den meteorologischen Randbedingungen im gesamten Untersuchungszeitraum von 2010 bis 2023 am Untersuchungsstandort Spreewald. Die Mittelwerte beider Reihen unterscheiden sich nicht, jedoch der Schwankungsbereich. Das Jahr 2018 mit dem geringsten Jahresniederschlag von nur 325 mm und der höchsten Gras-Referenzverdunstung von 679 mm ist in beiden Reihen vorhanden. Dadurch wird auch das Minimum der klimatischen Wasserbilanz durch die 7-jährige Reihe abgebildet. Das niederschlagsreichste Jahr im Untersuchungszeitraum 2010 konnte jedoch nicht mit in die Auswertung einbezogen werden,

da im ersten Untersuchungsjahr noch einige Monate für Tests und Voruntersuchungen genutzt wurden. Dadurch fehlt bei der 7-jährigen Reihe der Maximalwert, der 2010 erreicht wurde.

Der Vergleich der Jahreswerte der Wasserbilanzgrößen zeigt eine signifikant höhere mittlere Verdunstung von Variante 2 gegenüber Variante 1 (Abb. 9a, rechts) von 809 mm gegenüber 656 mm. Diese wurde vor allem durch eine im Mittel höhere Summe der Zu- und Abflüsse kompensiert und ermöglicht, wobei hierzu sowohl höhere Zuflüsse als auch geringere Abflüsse beigetragen haben. Die Speicheränderung spielt in der Jahresbilanz keine Rolle, wenn am Ende eines Jahres das Grundwasserniveau wieder das Startniveau erreicht. Die Schwankungsbereiche beider Varianten um ihren Mittelwert sind für alle Bilanzgrößen nahezu gleich groß.

Im Winterhalbjahr von Oktober bis März bilden die 8 vollständigen Halbjahre die meteorologischen Bedingungen der 14 Jahre Untersuchungszeitraum sowohl bezüglich der Mittelwerte als auch bezüglich der Extremwerte gut ab (Abb. 9b, links). Die mittlere klimatische Wasserbilanz über 8 Jahre beträgt +154 mm gegenüber dem 14-jährigen Mittel mit +142 mm, und weist damit einen Bilanzüberschuss aus. Ihr Schwankungsbereich reicht von +40 mm für das Jahr 2014 bis +301 mm im Jahr 2023. Dieser Schwankungsbereich ist mit dem 14-jährigen Schwankungsbereich identisch, da die beiden Extremjahre in der 8-jährigen Reihe enthalten sind. Die mittleren Wasserbilanzgrößen beider Untersuchungsvarianten unterscheiden sich im Winterhalbjahr ebenfalls nur wenig (Abb. 9b, rechts). Die mittlere Summe der tatsächlichen Verdunstung beträgt 105 mm für Variante 1 und 120 mm für Variante 2. Beide Varianten zeigen eine positive Speicheränderung von +44 mm bzw. +76 mm, da während dieser Monate der Flächenspeicher üblicherweise aufgefüllt wird und die Grundwasserstände in der Fläche folglich ansteigen. Insgesamt entwässern die Flächen jedoch im Winterhalbjahr mehr Wasser, als ihnen zugeführt wird, -140 mm in Variante 1 und -154 mm in Variante 2.

Versuchsbedingt erfolgte die Wasserzuführung auf Variante 2 vorwiegend zum Ende des Winterhalbjahres im März, um den maximalen Zielwasserstand einzustellen. Größere Unterschiede zeigen die Abflüsse beider Varianten im nassen Jahr 2023: -218 mm bzw. -296 mm. Die insgesamt stabilste Größe im Winterhalbjahr ist die tatsächliche Verdunstung. Sowohl die Unterschiede zwischen den Mittelwerten beider Varianten, als auch die Schwankungsbreite aus den Jahren sind vergleichsweise gering (Abb. 9b, rechts).

Die klimatischen Randbedingungen der 11 vollständigen Sommerhalbjahre unterscheiden sich in ihren Monatsmittelwerten und Schwankungsbereichen nicht vom Gesamtzeitraum (Abb. 9c, links). Die klimatische Wasserbilanz ist im Sommerhalbjahr negativ: Im Mittel beträgt das Defizit beider Zeitreihen -199 mm, im Extremjahr 2018 sogar -443 mm. Die mittlere tatsächliche Verdunstung von Variante 2 ist mit 671 mm um 108 mm höher als bei Variante 1 mit 562 mm (Abb. 9c, rechts). Das zusätzlich verdunstete Wasser kommt sowohl aus der größeren Änderung des Flächenspeichers, der eine Differenz von +14 mm aufweist, als auch aus einem höheren Zufluss von +52 mm und einem verringerten Abfluss von -20 mm. Die restlichen 22 mm Differenz ergeben sich aus dem 22 mm höheren Niederschlag auf dem Lysimeter der Variante 2 gegenüber Variante 1, der jeweils separat gemessen

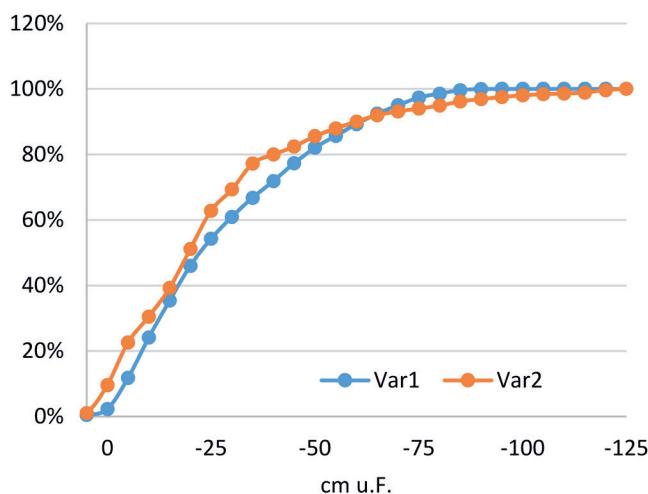
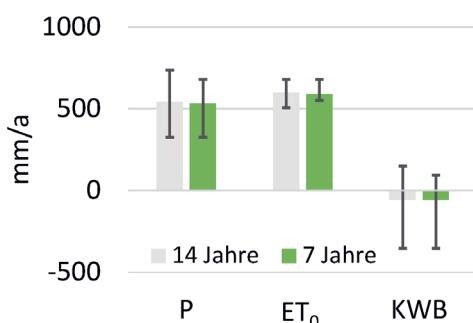


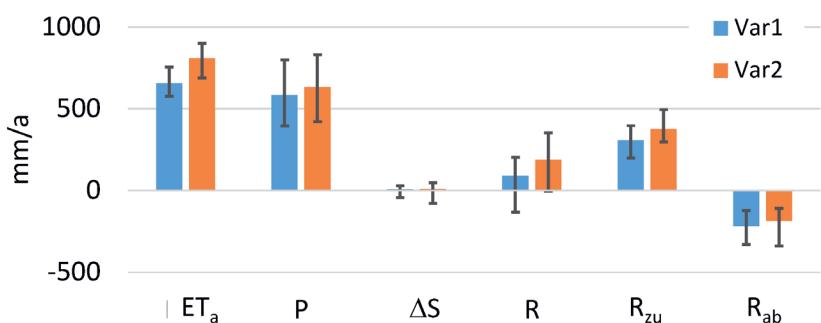
Abbildung 8

Summenhäufigkeit der Grundwasserflurabstände beider Varianten für den Zeitraum von 2010 bis 2019.
Cumulative frequency of the water table depths of the two variants in the period 2010 to 2019.

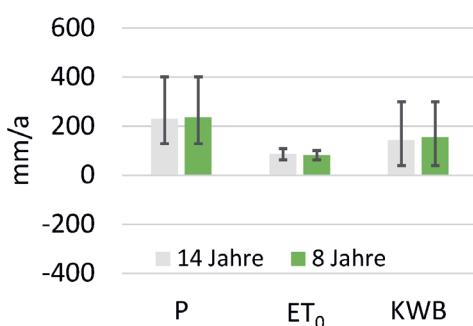
a) Wetterstation (Jan bis Dez)



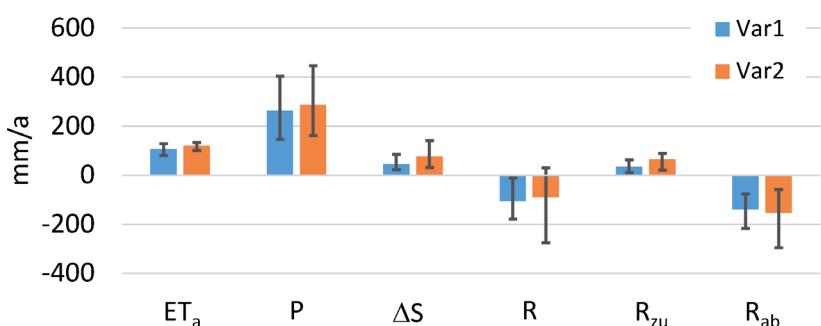
Lysimeter (Januar bis Dezember)



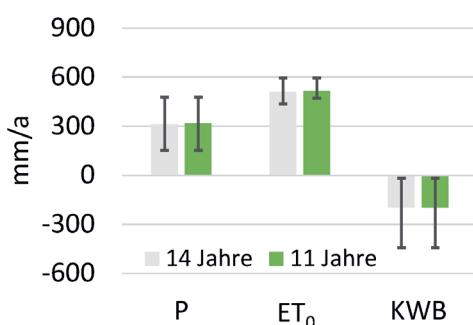
b) Wetterstation (Okt bis Mär)



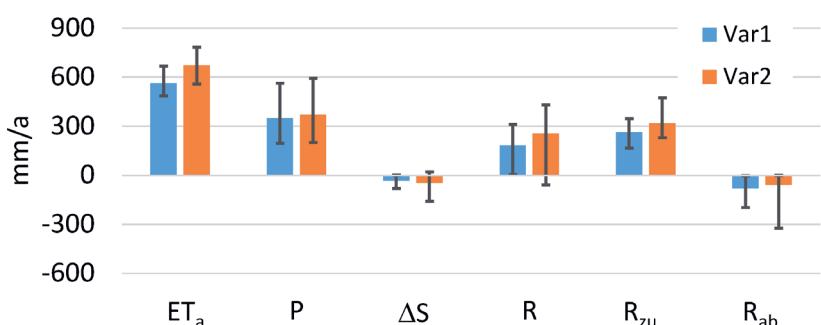
Lysimeter (Oktober bis März)



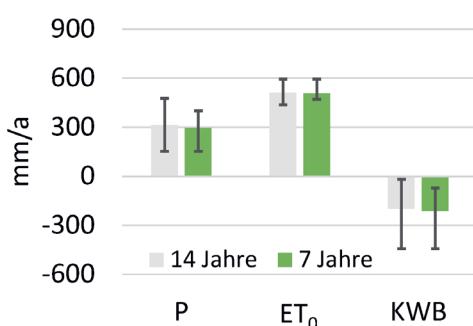
c) Wetterstation (Apr bis Sep)



Lysimeter (April bis September)



d) Wetterstation (Apr bis Sep)



Lysimeter (April bis September)

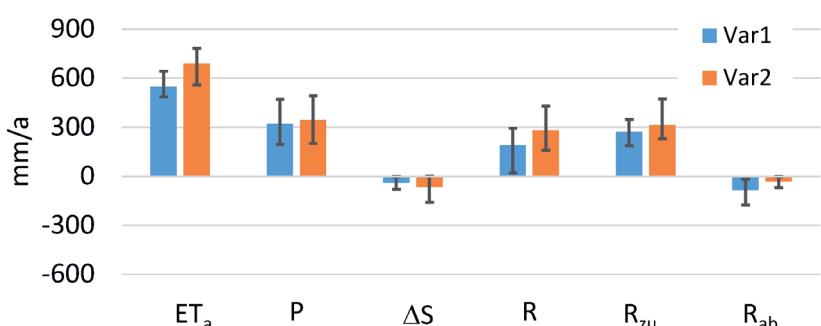


Abbildung 9

Halbjahres- und Jahresbilanzen der Wetterstation im Spreewald und der Lysimeter-Varianten: a) Januar bis Dezember, 7 Jahre; b) Oktober bis März, 8 Jahre; c) April bis September, 11 Jahre; d) April bis September, 7 Jahre.

P – Niederschlag; ET_0 – Gras-Referenzverdunstung; KWB – klimatische Wasserbilanz; ET_a – tatsächliche Verdunstung; ΔS – Wasserspeicheränderung; R – Summe aus Zu- und Abfluss; R_{zu} – Zufluss; R_{ab} – Abfluss.

Half year and year budgets of the weather station in the Spreewald wetland and the lysimeter variants: a) January to December, 7 years; b) October to March, 8 years; c) April to September, 11 years; d) April to September, 7 years.

P – precipitation; ET_0 – grass-reference evapotranspiration; KWB – climatic water budget; ET_a – actual evapotranspiration; ΔS – water storage change; R – sum of inflow and outflow; R_{zu} – inflow; R_{ab} – outflow.

wird. Alle drei Bilanzgrößen haben für Variante 2 deutlich größere Schwankungsbereiche, was auf eine unterschiedliche Bedeutung der Bilanzgrößen in den einzelnen Jahren hindeutet.

Die Mittelwerte der Sommerhalbjahre der 7-jährigen Reihe unterscheiden sich von denen der 11-jährigen Messreihe nur wenig (Abb. 9d). Größere Unterschiede zeigen jedoch die Extremwerte, die bei der längeren Zeitreihe größer sind. Dies unterstreicht noch einmal die Bedeutung möglichst langjähriger Messreihen für gesicherte Aussagen.

Ein Vergleich der Monatswerte der meteorologischen Randbedingungen des gesamten Untersuchungszeitraums und der ausgewählten Monate mit vollständiger Wasserbilanz beider Lysimeter-Varianten zeigt, dass die Mittelwerte in allen Monaten beim Niederschlag und bei der Gras-Referenzverdunstung übereinstimmen (Abb. 10). Gleiches gilt für die klimatische Wasserbilanz, die hier nicht dargestellt ist. Bei den Extremwerten des Niederschlags erreichen die Maximalwerte der ausgewählten Monate im Januar, Februar und November nicht die Maximalwerte des gesamten Untersuchungszeitraums. Hier fehlen offenbar die niederschlagsreichsten Monate. Der Minimumwert der Gras-Referenzverdunstung der für die Lysimeter-Bilanz ausgewählten Juni-Monate liegt etwas über dem des Gesamtzeitraums, da der Juni 2013 nicht in die Lysimeter-Bilanzen eingeht. Die in die gemittelten Lysimeter-Bilanzen eingehenden Monatswerte spiegeln somit die Bedingungen des gesamten Untersuchungszeitraums gut wider.

Der Variantenvergleich der Monatswerte der Wasserbilanzgrößen zeigt vor allem über die Vegetationsperiode hinweg eine höhere mittlere Verdunstung für Variante 2 (Abb. 11, ET_a). Die maximale gemessene Verdunstung von Variante 2 ist mit Ausnahme des Mai immer höher als bei Variante 1. Die Mittelwerte beider Varianten liegen in den Monaten von Mai bis August über 100 mm pro Monat. Der extrem hohe Wert von Variante 1 mit 188 mm trat einmalig im Mai 2022 auf. Er ist auf die starke Ausbreitung von Rotklee zurückzuführen und wird von Werten des Blattflächenindex bis 6,7 m^2/m^2 und einem Trockenmasseertrag von 1.030 g/ m^2 begleitet. Er weicht damit deutlich vom Durchschnittswert

dieser Variante ab. Außerhalb der Vegetationsperiode unterscheiden sich die beiden Varianten nicht.

Unterschiede zwischen den beiden Varianten gibt es auch in der Summe der Zu- und Abflüsse (Abb. 11, R). Dabei sind die Differenzen im März und April z. T. auf die Versuchsanstellung zurückzuführen, da die Wasserstände von Variante 2 insbesondere in diesen beiden Monaten auf den Maximalwasserstand zum 15. April angehoben wurden. Ein gleichmäßiger Anstieg verteilt über das gesamte Winterhalbjahr durch eine veränderte Steuerung der Variante wäre hier auch möglich. Die etwas höheren Zuflusswerte in den Sommermonaten sind auf einen geringeren Abfluss nach einzelnen Niederschlagsereignissen zurückzuführen.

Die Speicheränderung der Varianten unterscheidet sich nur wenig (Abb. 11, ΔS). Variante 2 zeigt eine etwas größere Dynamik als Variante 1. Im Winterhalbjahr bis einschließlich April wird die Speicherauffüllung durch die höheren Winterstauziele von Variante 2, verbunden mit einem verbesserten Wasserrückhalt, dominiert. In den Monaten von Mai bis August kann Wasser aus diesem Vorrat für die Verdunstung genutzt werden.

Die mittleren Grundwasserflurabstände mit ihren Schwankungsbereichen veranschaulichen den positiven Effekt des verbesserten Wasserrückhalts. Sie zeigen aber die Unsicherheiten aufgrund der starken Abhängigkeit von den meteorologischen Bedingungen (Abb. 11, GWF). Im Mittel der Jahre kann eine Wasserstandserhöhung über den gesamten Sommer erreicht werden. In trockenen Jahren mit unzureichendem Wasserdargebot sind die Wasserstände von Variante 2 allerdings sogar deutlich tiefer als die von Variante 1. Dieses ist auf die feuchtgebietstypischere Vegetation zurückzuführen, die auch in trockenen Jahren und bei tieferen Wasserständen eine höhere Verdunstung hat.

Die separate Auswertung der Zu- und Abflüsse in Abbildung 12 veranschaulicht die Abhängigkeit des Feuchtgebiets von den Zuflüssen aus dem Einzugsgebiet. Dabei gibt es keine großen Unterschiede zwischen den beiden Varianten. Sie zeigt auch,

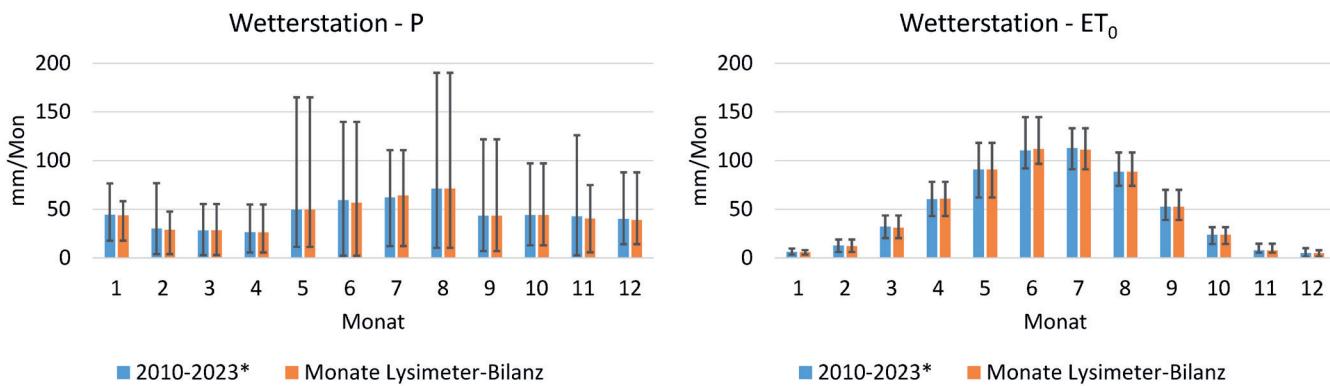
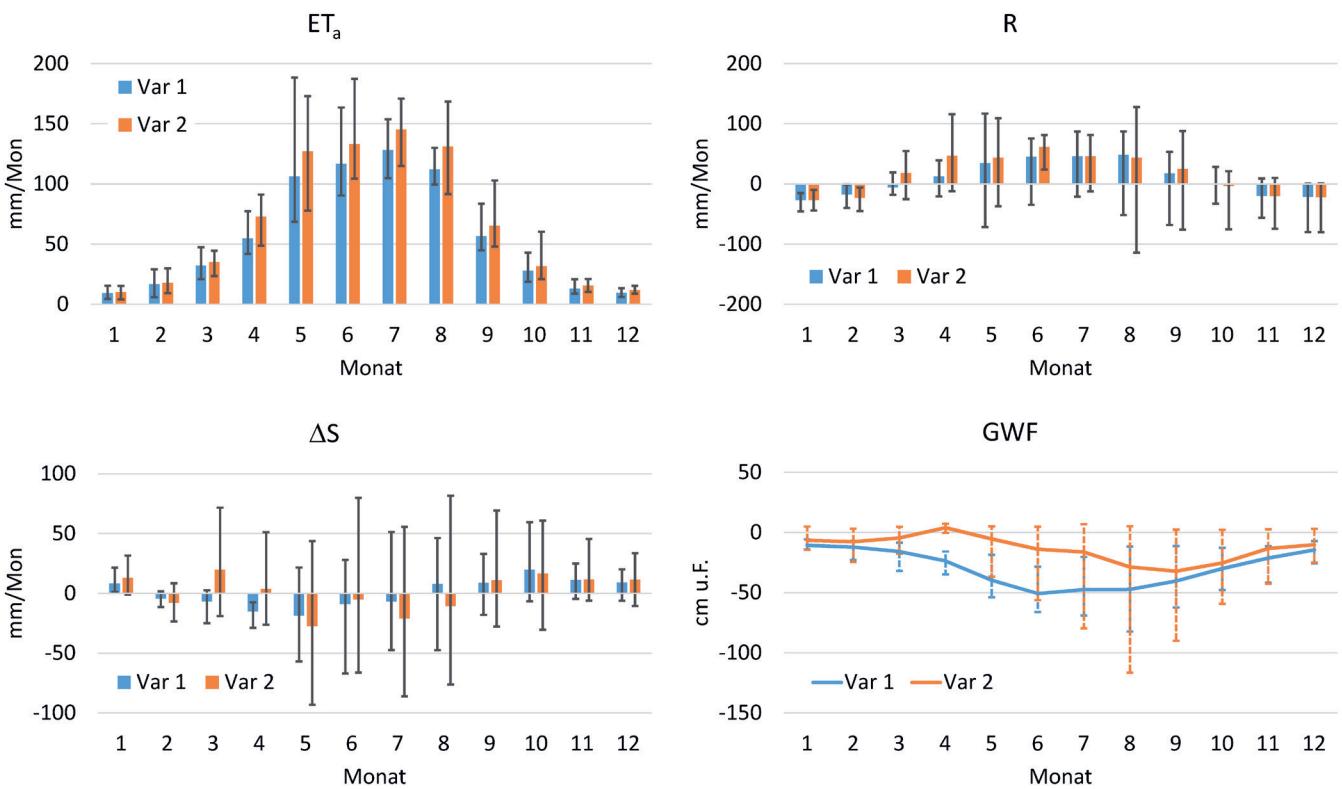


Abbildung 10

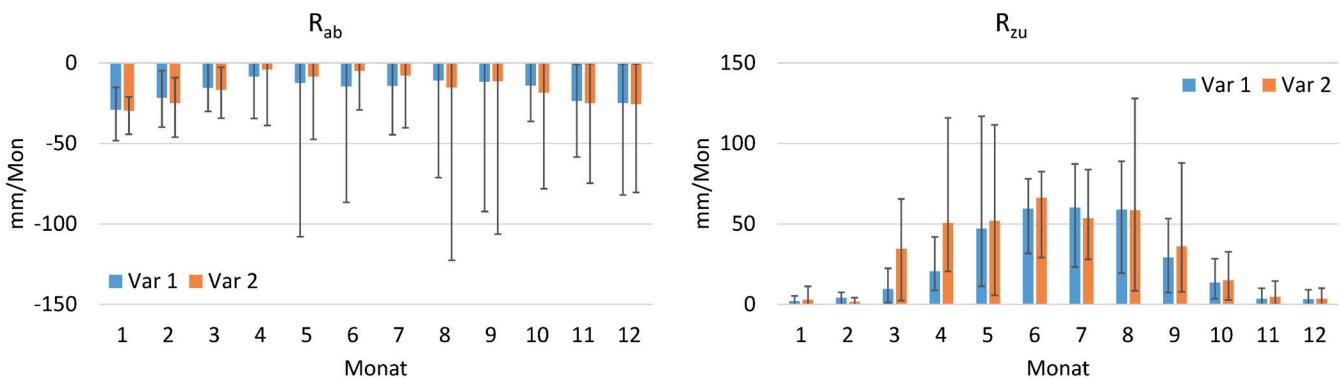
Vergleich der Monatsmittel von Niederschlag (P) und Gras-Referenzverdunstung (ET_a) für den Gesamtzeitraum 2010 bis 2023 und die Monate, die für die Monatsbilanzwerte der Lysimeter in Abb. 11 und 12 verwendet wurden (* im Gesamtzeitraum fehlt der Juni 2013 aufgrund von 15 Tagen Loggerausfall).

Comparison of the mean monthly values of precipitation (P) and grass-reference evapotranspiration (ET_a) for the whole period 2010 to 2023 and the selected months used for lysimeter water budgets in Fig. 11 and 12 (June 2013 is missing in the whole period because of a 15 day data gap).*

**Abbildung 11**

Mittlere Monatswerte mit Schwankungsbereichen der tatsächlichen Verdunstung (ET_a), der Summe von Zufluss und Abfluss (R), der Änderung des Wasserspeichers (ΔS) und des Grundwasserflurabstands (GWF).

Mean monthly values with range of actual evapotranspiration (ET_a), sum of inflow and outflow (R), water storage change (ΔS) and water table depth (GWF).

**Abbildung 12**

Mittlere Monatswerte mit Schwankungsbereichen des Abflusses (R_{ab}) und des Zuflusses (R_{zu}). Tageswerte wurden separat zusammengefasst.

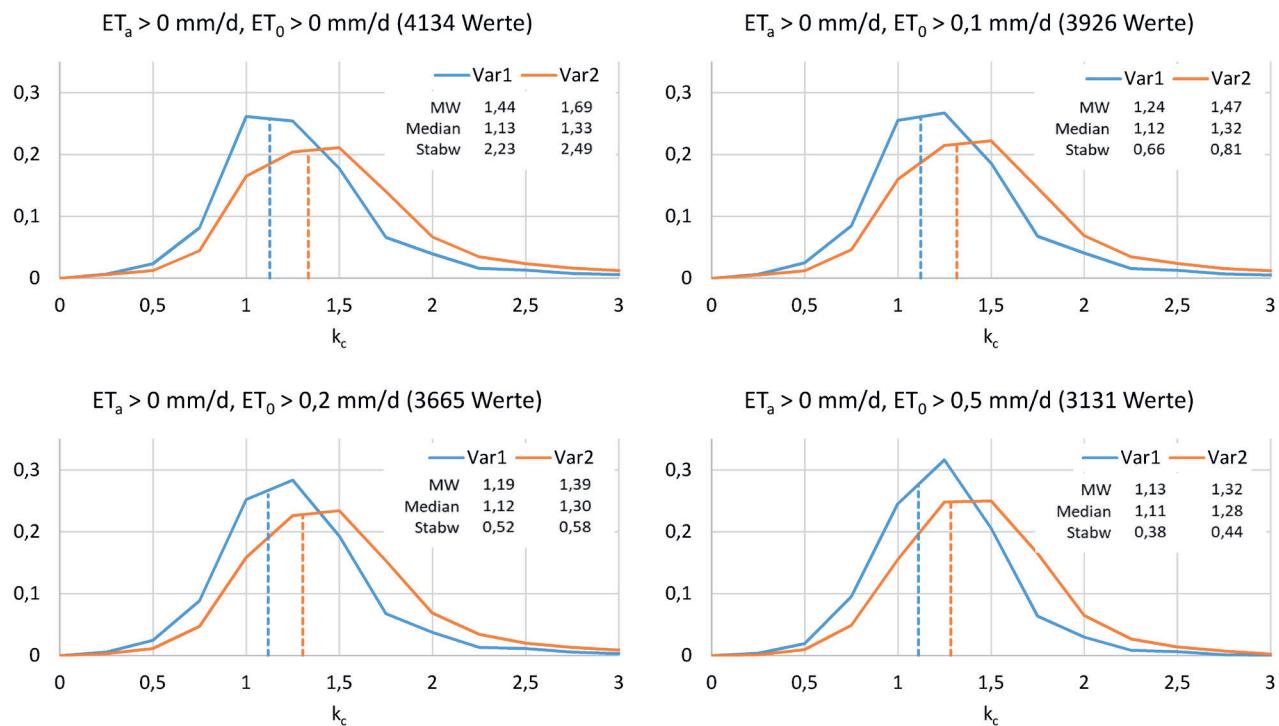
Mean monthly values with range of outflow (R_{ab}) and inflow (R_{zu}). Daily values were summarised separately.

dass Abflüsse im gesamten Jahr vorkommen. Insbesondere große Niederschlagsereignisse, die vorwiegend im Sommer auftreten, führen zur Abflussbildung, auch wenn im Mittel immer ein Zuflussbedarf in dieser Zeit besteht.

3.5 Bestandkoeffizienten

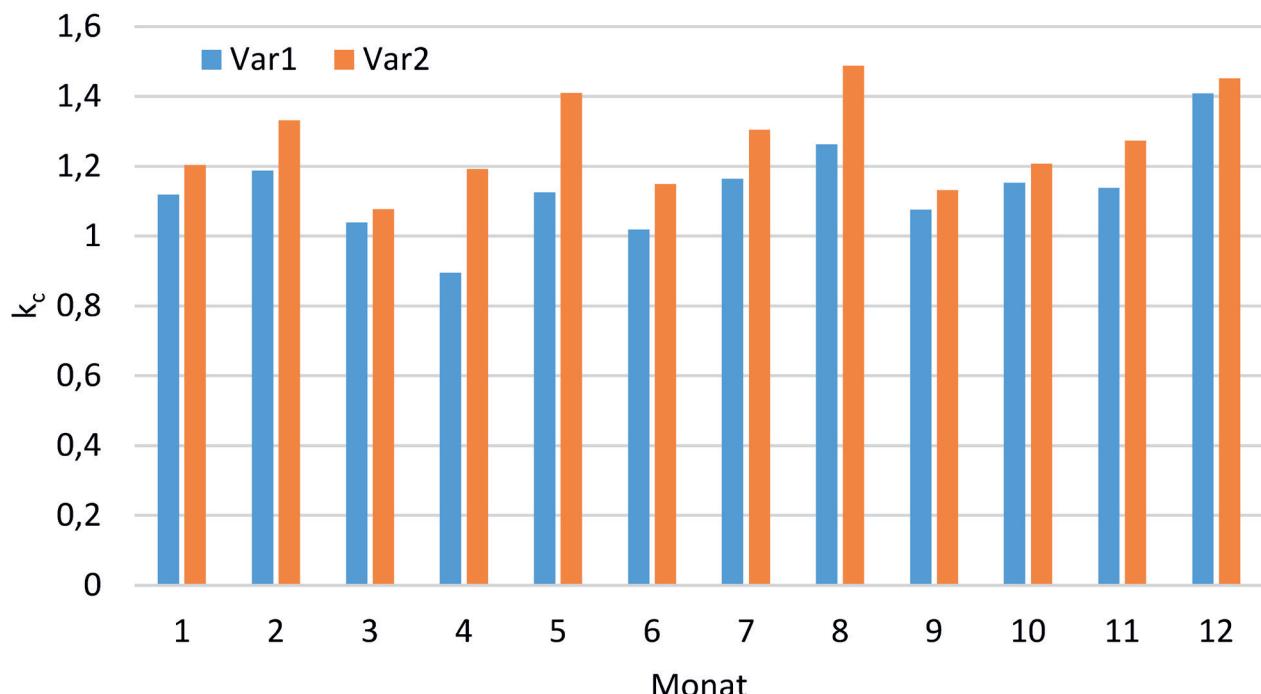
Grundlage für die Auswertung der Bestandskoeffizienten sind alle Monate, die auch in Kapitel 3.4 bei der Berechnung der Wasserbilanzen verwendet wurden. Für die Berechnung der Bestandskoeffizienten wurden aus dieser Datenmenge zunächst

alle Werte mit einer Tagessumme der tatsächlichen und der Gras-Referenzverdunstung größer als 0 mm/d ausgewählt. Die insgesamt 4.134 Wertepaare aus beiden Varianten unterscheiden sich im Mittelwert hoch signifikant ($p \leq 0,001$). Ihre Häufigkeitsverteilungen und die Medianwerte zeigt Abbildung 13 (oben links). Die im Vergleich zum Mittel- und Medianwert große Standardabweichung ist auf Tage mit vergleichsweise kleiner Gras-Referenzverdunstung zurückzuführen. Die kleinen Werte im Nenner der Gleichung (1) führen zu sehr großen Werten des Bestandskoeffizienten und würden bei Anwendung der Gleichung für eine

**Abbildung 13**

Häufigkeitsverteilung der Bestandkoeffizienten (k_c) bei unterschiedlichen Datengrundlagen. Ausgewählt wurden alle Tage mit einer tatsächlichen Verdunstung $ET_a > 0 \text{ mm/d}$ und unterschiedlichen Werten der Gras-Referenzverdunstung ($ET_0 > 0 \text{ mm/d}, ET_0 > 0,1 \text{ mm/d}, ET_0 > 0,2 \text{ mm/d}, ET_0 > 0,5 \text{ mm/d}$). Die senkrechten Linien markieren die Medianwerte.

Frequency distribution of crop coefficients (k_c) with a different data basis. All days with an actual evapotranspiration $ET_a > 0 \text{ mm/d}$ were selected, combined with different selection criteria for the grass-reference evapotranspiration ($ET_0 > 0 \text{ mm/d}, ET_0 > 0,1 \text{ mm/d}, ET_0 > 0,2 \text{ mm/d}, ET_0 > 0,5 \text{ mm/d}$). The vertical lines mark the median values.

**Abbildung 14**

Mittlere Monatswerte der Bestandskoeffizienten (k_c) für alle Tage mit einer tatsächlichen Verdunstung $ET_a > 0 \text{ mm/d}$ und einer Gras-Referenzverdunstung $ET_0 > 0,5 \text{ mm/d}$.

Mean monthly crop coefficients (k_c) for all days with an actual evapotranspiration $ET_a > 0 \text{ mm/d}$ and a grass-reference evapotranspiration $ET_0 > 0,5 \text{ mm/d}$.

Berechnung der tatsächlichen Verdunstung unrealistisch große Werte ergeben. Daher wurde die zugrunde liegende Datenmenge schrittweise reduziert, indem nur Tage mit Gras-Referenzverdunstungswerten größer 0,1 mm/d, 0,2 mm/d bzw. 0,5 mm/d für die Auswertung der Bestandskoeffizienten verwendet wurden. Die Darstellungen und Werte in Abbildung 13 zeigen, dass sich die Medianwerte durch die Reduzierung der Datenmenge kaum verändern. Es verringern sich jedoch die Mittelwerte und insbesondere die Standardabweichungen. Die Unterschiede zwischen den beiden Varianten bleiben hoch signifikant.

Die monatsweise Zusammenfassung der Bestandskoeffizienten erfolgte auf Basis der Auswahl von Tagen mit einer Gras-Referenzverdunstung größer 0,5 mm/d. Grundsätzlich sind die Unterschiede zwischen den Varianten in den Monaten der Vegetationsperiode von April bis September größer als außerhalb der Vegetationsperiode von Oktober bis März (Abb. 14). Dabei werden beide Varianten gleichermaßen durch die Erntetermine beeinflusst. So erfolgte der 2. Schnitt jeweils Anfang September. In der Folge unterscheiden sich beide Varianten im September und bis zum Beginn der nächsten Vegetationsperiode im April nur wenig, da in dieser Phase keine große Vegetationsentwicklung zu beobachten war. Mit der neuen Vegetationsperiode entwickeln sich die Pflanzenbestände beider Varianten wieder unterschiedlich stark, was die begleitenden Messungen des Blattflächenindex und die Ertragswerte des 1. Schnittes (Abb. 5) unterstreichen. Mit dem 1. Schnitt Mitte Juni wird die tatsächliche Verdunstung beider Varianten wieder auf ein vergleichbares Niveau gesetzt. Davon sind die Bestandskoeffizienten gleichermaßen betroffen. Im Juli und August entwickeln sich beide Varianten dann erneut unterschiedlich stark, was durch den Blattflächenindex und die Ertragswerte des 2. Schnittes unterstrichen wird.

4 Diskussion

4.1 Klimatische Einordnung

Der Vergleich der Klimagrößen der 30-jährigen Reihen 1961 bis 1990 und 1991 bis 2020 von Cottbus belegt den Anstieg der Lufttemperatur und der Gras-Referenzverdunstung in den letzten Jahrzehnten. Bei relativ unveränderten Jahresniederschlägen führte das zu einer Zunahme des Defizits in der klimatischen Wasserbilanz. Der weitere Anstieg der Lufttemperatur und der Gras-Referenzverdunstung in der kürzeren 14-jährigen Messreihe von 2010 bis 2023 bestätigt diese Entwicklung. In der Vegetationsperiode von April bis September ist diese Entwicklung besonders deutlich.

Der Standortvergleich von Cottbus mit dem Lysimeter-Standort im Spreewald zeigt standortbedingte Unterschiede, die in DIETRICH & BEHRENDT (2022) ausführlich erläutert sind. Beide Messreihen zeigen aber ähnliche Messwerte mit einem grundsätzlich vergleichbaren zeitlichen Muster, so dass eine Einordnung der 14-jährigen Messreihe aus dem Spreewald in das Langzeitverhalten von Cottbus erfolgen kann. Daher ist es möglich, für den Spreewald von klimatischen Veränderungen vergleichbar zur Station Cottbus auszugehen, die sich nach den aktuellen Klimaprojektionen weiter fortsetzen werden (HÜBENER et al., 2017; JACOB et al., 2020; SIECK et al., 2021). Demnach ist u. a. auch mit einer zukünftigen Zunahme der Intensität der Extreme und ihrer Häufung zu rechnen (DEUTSCHLÄNDER & DALELANE, 2012). Das betrifft sowohl die Trockenjahre wie 2018 mit einem

Jahresniederschlag im Spreewald von nur 325 mm und gleichzeitig hoher Gras-Referenzverdunstung von 680 mm/a, als auch niederschlagsreichere Jahre wie 2023 mit 681 mm Jahresniederschlag bei 605 mm Gras-Referenzverdunstung. Die genannten Größenordnungen verdeutlichen noch einmal die in dieser Region insgesamt geringe Wasserverfügbarkeit. Bei der Auswertung der Lysimeter-Untersuchungen sind daher insbesondere auch die Extremwerte des Untersuchungszeitraums von großer Relevanz.

4.2 Biomasseentwicklung

Das begleitende Monitoring des Blattflächenindex und der Biomasseerträge geben wichtige Hinweise auf Unterschiede zwischen den Varianten mit ihren Auswirkungen auf den Wasseraushalt im Untersuchungszeitraum. Dabei ist die Entwicklung des Vegetationsbestandes der Variante 2 hin zu einer feuchtgebietstypischen Artenzusammensetzung die Folge des höheren Wasserstandes auf dieser Variante. Beide Varianten hatten 2010 eine vergleichbare Ausgangsvegetation. Bereits ab 2012 waren deutliche Unterschiede erkennbar, die sich im Blattflächenindex und im Ertrag widerspiegeln (DIETRICH & KAISER, 2017). In den folgenden Jahren manifestierten sich diese Unterschiede. In den Jahren 2021 und 2022 kam es darüber hinaus zu einer Ausbreitung von Rotklee auf der trockeneren Variante 1, für die es keine endgültige Erklärung gibt. Möglich ist, dass die trockeneren Vorjahre die Voraussetzungen dafür geschaffen haben.

Die Auswirkungen auf den Blattflächenindex, den Biomasseertrag sowie die tatsächliche Verdunstung zeigen, dass nicht nur feuchtgebietstypische Vegetationsformen einen sehr hohen Wasserverbrauch haben können, wenn die Standortbedingungen für sie förderlich sind. Im Mai 2022, auf dem Höhepunkt der Rotklee-Ausbreitung, wurde eine Verdunstung von 188 mm gemessen, begleitet von einem Blattflächenindex von 6,7 m²/m² und einem Trockenmasseertrag beim 1. Schnitt von 1.030 g/m². Die Werte unterstreichen die Bedeutung der Vegetation für die Verdunstung. In der Literatur finden sich daher auch die höchsten Verdunstungswerte auf Feuchtgebetsstandorten für gut wasserversorgte Schilfbestände mit großer Biomasseentwicklung (ACREMAN et al., 2003; DREXLER et al., 2008; HERBST & KAPPEN, 1999; PEACOCK & HESS, 2004).

In den Untersuchungsjahren von 2010 bis 2023 wurde eine größere Schwankungsbreite in den Monatssummen der tatsächlichen Verdunstung im Mai und Juni im Vergleich zu allen anderen Monaten beobachtet (Abb. 11, links). Die Ursache hierfür sind sehr unterschiedliche zeitliche Verläufe in der Vegetationsentwicklung im Frühjahr. Jahre mit vergleichsweise kühlen Temperaturen im zeitigen Frühjahr führen gerade auf Feuchtgebetsstandorten zu einem späten Beginn des Vegetationswachstums, verbunden mit vergleichsweise geringen Verdunstungswerten im Frühjahr. Ein zeitiges Frühjahr mit vergleichsweise warmen Temperaturen im März und April führt dagegen bereits im Mai zu sehr hohen Verdunstungswerten, die sich bis zum 1. Schnitttermin im Juni fortsetzen.

4.3 Grundwasserstand

Der Vergleich der Grundwasserflurabstände beider Varianten veranschaulicht die Wirkung des erhöhten Winterstauziels und der unterschiedlichen Verdunstung der verschiedenen Vegetationsbestände auf den weiteren Verlauf des Grundwassergangs

in der Vegetationsperiode. Er zeigt, dass es sowohl positive Effekte als auch negative Effekte geben kann. Dabei ist die veränderte Versuchsanstellung von Variante 2 ab 2020 zu beachten. Der Vergleich der beiden Varianten bezieht sich daher nur auf den Zeitraum von 2010 bis 2019.

Die mittleren Grundwasserstände und die mittleren Jahrestiefstwerte der Jahre 2010 bis 2019 beider Varianten unterscheiden sich kaum. Bei Variante 1 beträgt der Mittelwert 26,9 cm u. F. (unter Flur) und der mittlere jährliche Tiefstwert 74,0 cm u. F., während sich bei Variante 2 ein Mittelwert von 24,3 cm u. F. sowie ein mittlerer jährlicher Tiefstwert von 75,8 cm u. F. ermitteln ließen. Es gibt jedoch Unterschiede im Grundwassergang in Abhängigkeit von unterschiedlichen meteorologischen Bedingungen. Der verbesserte Wasserrückhalt hat vor allem eine positive Wirkung in nassen Jahren. In trockenen Jahren wie 2018 sinkt Variante 2 dagegen deutlich tiefer ab als Variante 1, auf 122 statt 88 cm u. F. Das führt im Laufe der Sommermonate zu einer immer größer werdenden Schwankungsbreite in den Grundwasserständen, besonders bei Variante 2 (Abb. 11, GWF), mit den größten Werten im August.

Die Erklärung hierfür liefert wieder der Einfluss der unterschiedlichen Vegetation. Während die Wurzeln des ursprünglichen Feuchtgrünlandbestands von Variante 1 den Kapillarsaum bei tieferen Grundwasserständen nicht mehr erreichen und somit der Bestand in seiner Verdunstung eingeschränkt wird, erreichen gerade die tief wurzelnden Seggen von Variante 2 weiterhin den Kapillarsaum und sind in ihrer Wasserversorgung nicht eingeschränkt. Das führt einerseits zu hohen Verdunstungswerten und andererseits, trotz Trockenheit im Oberboden, zu verstärkt absinkenden Grundwasserständen, tiefer als beim Vegetationsbestand von Variante 1. In den mittleren und nassen Jahren hat das erhöhte Stauziel dagegen eine deutlich bessere Wirkung, da auch in der Vegetationsperiode der Wasserrückhalt verbessert wird. Gründe hierfür sind die geringeren Abflüsse nach größeren Niederschlagsereignissen auf Variante 2. Der Retentionseffekt tritt nicht nur im Winter und Frühjahr auf, sondern auch im Sommer.

Der Grundwasserflurabstand ist eine sehr relevante Größe, die die Standortqualität eines grundwassernahen Standorts bestimmt. Insbesondere auf Standorten mit organischen Böden beeinflusst er über die Bodenfeuchte die Biotopeigenschaften und die geochemischen Umsetzungsprozesse. Inwieweit höhere Grundwasserstände in 90 % des Zeitraums tiefere Wasserstände in 10 % des Zeitraums kompensieren und z. B. zu einer Reduzierung von Treibhausgas Emissionen in der Gesamtbilanz beitragen, kann hier nicht beantwortet werden.

4.4 Wasserbilanzen

Auf die Unterschiede in der tatsächlichen Verdunstung beider Varianten wurde bereits bei der Diskussion der Vegetationsunterschiede und der Entwicklung der Grundwasserstände beider Varianten Bezug genommen. Die Variantenunterschiede ergeben sich immer aus dem Zusammenspiel mehrerer Einflussgrößen. Dabei nimmt die Vegetation eine herausragende Stellung ein. Eine große Biomasseentwicklung ist immer von den dominierenden Vegetationsarten abhängig und mit einer hohen Verdunstung verbunden. Die Vegetation kann dabei Schwankungen im Grundwasserstand bis zu einem bestimmten Grad kompensieren, abhängig von den Vegetationsarten.

Ein gravierender Eingriff in die Verdunstung des Bestands ist immer der Erntetermin. Nach dem Schnitttermin findet kurzzeitig nur noch eine Evaporation statt. Die Variantenunterschiede sind weitgehend aufgehoben. Die Transpiration der Pflanzen entwickelt sich aber in 10 bis 14 Tagen wieder schnell auf ein hohes Niveau und die Unterschiede zwischen den Varianten stellen sich wieder ein.

Die Verdunstungswerte beider Varianten liegen in der Vegetationsperiode über der Gras-Referenzverdunstung. Das ist für Feuchtgebiete typisch (ACREMAN et al., 2003). Zum einen sind der Blattflächenindex und die Biomasse der Vegetation größer als der eines 12 cm hohen Grasbestandes, zum anderen ist auch die Wasserversorgung fast nie eingeschränkt. Folglich muss auch die tatsächliche Verdunstung größer als die Gras-Referenzverdunstung sein. Die Monatssummen der tatsächlichen Verdunstung beider Varianten zeigen eine viel größere Schwankungsbreite als die Referenzverdunstung. Dies belegt, dass es neben meteorologischen Randbedingungen noch eine Reihe weiterer Einflussgrößen auf die tatsächliche Verdunstung gibt, die jedoch sehr regions- und standortspezifisch sein können.

Die Stauzielanhebung auf Variante 2 wirkt sich direkt auf den Wasserspeicher dieser Variante aus. Dabei handelt es sich ausschließlich um eine innerjährige Umverteilung. Da das Maximalstauziel zum 15. April jeden Jahres aufgrund eines ausreichenden Wasserdargebotes im Winter fast immer erreicht wird, ist die mittlere jährliche Speicheränderung gleich Null (Abb. 9a, rechts). Die Erhöhung des Stauziels vergrößert die innerjährige Umverteilung durch Retention von Wasser in Überschusszeiten und Abgaben in Zeiten mit Wasserbedarf. Diese Umverteilung zeigt sich auch bei der praktizierten Wasserbewirtschaftung von Variante 1. Sie wird in Variante 2 noch etwas erhöht (Abb. 9b und 9c, rechts). Die Abbildungen zeigen aber auch, dass die mittlere zurückgehaltene Menge von +44 mm in Variante 1 und +76 mm in Variante 2 bzw. die abgegebene Menge von -33 mm und -47 mm der Halbjahre gegenüber der Höhe der Verdunstung klein ist.

Der Effekt des erhöhten Stauziels zeigt sich deutlicher in den großen Schwankungen der Monatswerte der Wasserspeicheränderung in Abbildung 11 (ΔS). Sie spiegeln die ausgleichende Wirkung des Standorts auf die kurzfristigen, intensiven Ereignisse wider. Die positiven mittleren Monatswerte stehen für Monate, in denen Wasser zurückgehalten wurde. Variante 2 zeigt vor allem im März und April größere Werte als Variante 1. Das hängt z. T. auch von der Versuchsanstellung ab, bei der erst in dieser Zeit auf Maximalstau eingestellt wurde. Negative mittlere Speicheränderungen bedeuten eine verstärkte Wasserentnahme durch die Pflanzen, verbunden mit absinkenden Grundwasserständen. Die positiven Schwankungen werden durch den Wasserrückhalt nach größeren Niederschlagsereignissen verursacht. Diesen Wasserrückhalt haben beide Varianten, was für einen Feuchtgebietstandort typisch ist.

Abhängig von der Höhe des Stauziels sind die Beträge bei Variante 2 jedoch größer. Die negativen Schwankungen der Wasserspeicheränderung stehen für Entnahmen aus dem Bodenwasserspeicher. Dass sie so groß ausfallen, liegt vor allem an den unterschiedlichen Jahresverläufen der Witterung und des Grundwassergangs. Fällt in einem Monat unterdurchschnittlich

wenig Niederschlag, entnehmen die Pflanzen viel Wasser aus dem Bodenspeicher, um ihren Bedarf zu decken. Dieses kann in jedem Jahr einen anderen Monat betreffen, wie auch das Auftreten von großen, überdurchschnittlichen Niederschlagsereignissen. Durch die Wasserentnahme aus dem Bodenspeicher bzw. die Auffüllung des Bodenspeichers werden diese Witterungsschwankungen z.T. ausgeglichen.

Geringe Unterschiede gibt es bei den Zu- und Abflüssen beider Varianten (Abb. 12). Sie ergeben sich insbesondere aus den höheren Zuflüssen von Variante 2 im März und April zur Einstellung des höheren Stauziels. In den Monaten ab Mai sind die Zuflüsse versuchsbedingt gleich, da davon ausgegangen wurde, dass beiden Varianten der gleiche Zufluss aus dem Einzugsgebiet zur Verfügung steht und daher Variante 2 in dieser Zeit nach den Messwerten von Variante 1 versorgt wurde. Die Abflüsse von Variante 1 waren in diesen Monaten etwas größer als die von Variante 2. Hier wirkt sich der zuvor beschriebene verbesserte Wasserrückhalt von Variante 2 bei großen Niederschlagsereignissen positiv aus.

Die mittlere Zuflussmenge von rd. 300 mm von April bis September stellt einen für Brandenburger Verhältnisse hohen Wert dar (Abb. 12, R_{zu}). Dass im Spreewald so viel Wasser zur Verfügung steht, ist dem vergleichsweise großen Einzugsgebiet mit großen wasserwirtschaftlichen Speichern und der Einleitung von Sümpfungswasser aus den noch aktiven Tagebauen zu verdanken. Diese Zuflussmenge ist deutlich größer als die durch die Stauzielanhebung zusätzlich speicherbare Wassermenge. Mit dem absehbaren Wegfall der Sümpfungswässer und dem weiter steigenden Bedarf infolge einer voraussichtlich weiter zunehmenden potenziellen Verdunstung sind tiefer absinkende Grundwasserstände in den Trockenjahren daher unvermeidlich. Dieses zunehmende Defizit kann auch nicht durch einen noch weiter erhöhten Winterstau kompensiert werden. Geringe Reserven gibt es noch bei den Abflüssen, jedoch sind sie nach sehr großen Niederschlagsereignissen oder sehr nassen Perioden auch nicht vollständig vermeidbar.

Unter anderen Standortbedingungen mit deutlich höheren Jahresniederschlägen und u. U. niedrigerer potenzieller Verdunstung ändert sich auf jeden Fall die Relevanz der einzelnen Wasserbilanzgrößen. Hier gilt, je kleiner das klimatische Defizit in der Wasserbilanz ($P-ET_a$), umso geringer ist die Abhängigkeit von Zuflüssen aus dem Einzugsgebiet und dem verfügbaren Wasserspeicher in der Fläche. Der unterschiedliche Grundwassergang in nassen und trockenen Jahren während des Untersuchungszeitraums, welcher das Zusammenspiel aller Wasserbilanzgrößen widerspiegelt, verdeutlicht dieses. Für den Spreewald-Standort nasse Verhältnisse entsprechen dabei durchaus mittleren bis trockenen Verhältnissen in niederschlagsreichen Regionen. Dieses ist bei der Übertragung der Aussagen auf andere Gebiete in jedem Fall zu beachten.

4.5 Bestandskoeffizienten

Der relativ einfache Ansatz zur Berechnung der tatsächlichen Verdunstung mittels Gras-Referenzverdunstung und Bestandskoeffizient wurde zur Abschätzung des Bewässerungsbedarfs landwirtschaftlicher Kulturen entwickelt. Daher gibt es in der Literatur relativ viele Angaben für verschiedene Kulturen und Standortbedingungen. Der Ansatz eignet sich aber auch, um die tatsächliche Verdunstung naturnaher Vegetationsformen

abzuschätzen (ANDA et al., 2014; DREXLER et al., 2008; PEREIRA et al., 2024; QUELUZ et al., 2018; TRIANA et al., 2015). Diese Werte werden gegenwärtig gerade für die Planung vieler Projekte zur Renaturierung von Moorstandorten benötigt. Die ermittelten Monatswerte beider Varianten zeigen einen Rahmen auf, in den die jeweiligen Untersuchungen in Abhängigkeit von der vorhandenen Vegetation einzuordnen sind. Die Werte der Variante 2 stellen dabei aber keine obere Grenze dar. Aus der Literatur sind noch andere Vegetationsformen von Feuchtgebietstandorten bekannt, wie Feuchtgrünland (DIETRICH et al., 2021; GASCA-TUCKER et al., 2007), Schilf (ANDA et al., 2014; TRIANA et al., 2015) oder Rohrkolben (DREXLER et al., 2008; QUELUZ et al., 2018), die ebenfalls höhere Werte in der Verdunstung erreichen können. Ein Vergleich des Blattflächenindex kann hierbei eine wichtige Orientierung geben. Auch die in den hier analysierten Versuchen praktizierte Ernte Anfang Juni muss beachtet werden, wenn es sich um ungenutzte Standorte ohne Eingriffe in den Pflanzenbestand handelt. Dann sollten auch die höheren Bestandskoeffizienten vom Mai auf den Juni und Juli angewendet werden.

4.6 Allgemeines

Die verwendete Lysimeter-Anlage bietet sehr gute Voraussetzungen für eine genaue Bestimmung aller Bilanzgrößen eines grundwassernahen Standorts. Anhand der Ergebnisse können Wirkungszusammenhänge erläutert und verschiedene Varianten der Wasserbewirtschaftung untersucht werden. Die gewonnenen Daten bilden eine gute Grundlage für weitere Prozessuntersuchungen. Es gibt aber auch die bekannten Einschränkungen, die für alle Lysimeter-Untersuchungen gelten. Aufgrund des hohen Messaufwands und der kostenintensiven Technik sind keine zeitgleichen Wiederholungen der Varianten auf mehreren Lysimetern möglich. Die Ergebnisse sind immer standortspezifisch und müssen bei der Übertragung auf andere Standorte entsprechend angepasst werden.

5 Schlussfolgerungen

Die Untersuchungen veranschaulichen die Auswirkungen unterschiedlicher klimatischer Bedingungen auf den Wasserhaushalt eines Feuchtgrünlandstandorts in Ostbrandenburg. Sie zeigen, dass es in sehr trockenen Jahren mit hoher potenzieller Verdunstung – Bedingungen, deren Zunahme und Häufung zukünftig sehr wahrscheinlich ist – zu großen Problemen dabei kommen kann, den Feuchtgebetscharakter des Standorts aufrecht zu erhalten. Durch eine Anhebung der Winterstauziele und somit verbesserten Wasserrückhalt im Gebiet sollen die Auswirkungen solch ungünstiger klimatischer Bedingungen vermindert werden. Die Ergebnisse zeigen, dass die Wirkung der Stauzielanhebung im Winter in sehr trockenen und verdunstungsstarken Sommern jedoch gering ist. Die zusätzlich speicherbare Wassermenge ist im Vergleich zum Wasserdefizit infolge geringer Niederschläge und hoher tatsächlicher Verdunstung klein. Sie reicht nicht aus, um den erhöhten Wasserbedarf mehrerer Wochen zu kompensieren. Hier können nur ausreichend hohe Zuflüsse aus dem Einzugsgebiet abmildernd wirken. In Jahren mit mittleren und nassen Witterungsbedingungen hat der verbesserte Wasserrückhalt dagegen eine sehr positive Wirkung auf den Wasserhaushalt des Feuchtgebietes. Die Schwankungsamplitude des Grundwasserstandes ist wesentlich kleiner, was positiv für viele geochemische Prozesse und das Feuchtgebietbiotop ist. Der Abfluss aus dem Gebiet nimmt ab, da nicht nur im Winter mehr Wasser zurückgehalten wird, sondern sich auch seine

Retentionswirkung nach größeren Niederschlagsereignissen verbessert.

Die Untersuchungen haben auch gezeigt, dass eine rein hydrologische Betrachtung der Zusammenhänge nicht ausreicht. Die Wechselwirkungen zwischen Wasserhaushalt, Vegetationsentwicklung und Veränderungen in den Vegetationsarten als Folge eines veränderten Wasserhaushalts müssen mit in die Wirkungsanalyse einbezogen werden. Sie haben eine große Rückwirkung auf die tatsächliche Verdunstung und damit auf andere Wasserbilanzgrößen wie Speicheränderung und Abfluss sowie letztlich auf den Grundwassergang. Eine ökohydrologische Herangehensweise ist zwingend erforderlich, um die Entwicklung solcher Feuchtgrünlandstandorte infolge von Veränderungen im Klima, der Landnutzung einschließlich ihrer Renaturierung sowie der Wasserbewirtschaftung einzuschätzen. Die ermittelten Bestandskoeffizienten für die beiden untersuchten Varianten stellen eine einfache Möglichkeit dar, den Einfluss der Vegetationsform auf die Wasserbilanz zu berücksichtigen.

Conclusions

The investigations illustrate the effects of different climatic conditions on the water balance of a wet grassland site in East Brandenburg. They show that the problems of protecting wet grassland site conditions will increase in the future during very dry years with high potential evapotranspiration, especially because the extent and frequency of such conditions will increase. Higher target water levels in the winter months are intended to improve the water retention in the wet grassland site and to compensate for the unfavourable effects of the changing climatic conditions. However, the results show that the effects of increased target water levels in the winter are relatively small in dry summers with high evapotranspiration. The additional water storage is small compared to the increase in the water deficit as a result of low precipitation and high actual evapotranspiration. The additional water storage is not sufficient to compensate for the increased water demand for several weeks. Only sufficiently high inflows from the catchment can compensate the effects. The effect of improved water retention on the water balance of the wet grassland sites is very positive in years with average or wet climatic conditions, by contrast. The fluctuation range of the groundwater table is reduced, which has a positive effect on several geochemical processes and the wetland biotope. The runoff from the wetland site also decreases due to the retention effects in the winter and following rainfall events.

The investigations have also shown that a simple hydrological approach is not sufficient to take into account the interrelationships between the water balance, the development of vegetation and changes in the vegetation composition due to changes in the water balance. These interrelationships have a large effect on the actual evapotranspiration and therefore on other water balance components such as the water storage change, runoff and groundwater hydrograph. An eco-hydrological approach is essential for estimating the future development of wet grassland sites and wetlands under changing climatic conditions, changes in land use in the catchment areas, including the reconstruction of wetlands, and the effects of water management measures. The estimated crop coefficients of the two analysed variants also offer a possibility for considering the effect of the types of vegetation on the water balance.

Hinweis zur Datenverfügbarkeit

Die während der aktuellen Studie analysierten Datensätze sind im BonaRes Repository (<https://maps.bonares.de/mapapps/resources/apps/bonares/>) veröffentlicht; <https://doi.org/10.4228/zalf-mf0v-jk94>.

Danksagung

Die Lysimeter-Anlage wurde 2009 gemeinsam vom Bundesministerium für Bildung und Forschung und dem Landesamt für Umwelt Brandenburg im Rahmen des Verbundprojektes Innovationsnetzwerk Klimaanpassung Brandenburg Berlin (INKA BB, FKZ: 01LR0803A) finanziert. Nach Beendigung des Projektes konnten die Untersuchungen im Rahmen der ZALF-Forschung und der ökosystemaren Umweltbeobachtung des Biosphärenreservats Spreewald fortgeführt werden. Ohne die Arbeit unserer technischen Mitarbeiter Ralph Tauschke, Bernd Schwien, Mario Weipert und Niklas Jaenichen sowie die technische Unterstützung durch die Umweltgeräte Technik GmbH Müncheberg wäre es nicht möglich gewesen, diese Arbeiten so lange kontinuierlich fortzuführen. Hierfür gilt ein besonderer Dank. Herrn Christoph Merz danke ich für die kritische Durchsicht des Manuskripts und die hilfreichen Hinweise.

Anschrift des Verfassers

Dr.-Ing. Ottfried Dietrich
Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e. V.
Programmbereich 2 „Landnutzung und Governance“
Arbeitsgruppe „Tieflandhydrologie und Wassermanagement“
Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg
odietrich@zalf.de

Literaturverzeichnis

- ACREMAN, M.C., R.J. HARDING, C.R. LLOYD & D.D. MCNEIL (2003): Evaporation characteristics of wetlands: Experience from a wet grassland and a reedbed using eddy correlation measurements. – *Hydrology and Earth System Sciences*, 7, 11-21. DOI:10.5194/hess-7-11-2003.
- ALLEN, R.G. (2000): Using the FAO-56 dual crop coefficient method over an irrigated region as part of an evapotranspiration intercomparison study. – *Journal of Hydrology*, 229, 27-41. DOI:10.1016/S0022-1694(99)00194-8.
- ALLEN, R.G., L.S. PEREIRA, D. RAES & M. SMITH (1998): Crop Evapotranspiration: Guidelines for computing crop water requirements. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- ANDA, A., J.A.T. DA SILVA & G. SOOS (2014): Evapotranspiration and crop coefficient of common reed at the surroundings of Lake Balaton, Hungary. – *Aquatic Botany*, 116, 53-59. DOI:10.1016/j.aquabot.2014.01.008.
- BMUV, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (2021): Nationale Moorschutzstrategie.
- DEUTSCHLÄNDER, T. & C. DALELANE (2012): Auswertung regionaler Klimaprojektionen für Deutschland hinsichtlich der Änderung des Extremverhaltens von Temperatur, Niederschlag und Windgeschwindigkeit. Bundesamt für Bevölkerungsschutz und Katastrophenhilfe, Bundesanstalt Technisches Hilfswerk, Deutscher Wetterdienst, Umweltbundesamt.
- DIETRICH, O. & A. BEHRENDT (2022): Wet grassland sites with shallow groundwater conditions: Effects on local meteorological characteristics. – *Water*, 14, 3560. DOI:10.3390/w14213560.
- DIETRICH, O., A. BEHRENDT & M. WEGHENKEL (2021): The water balance of wet grassland sites with shallow water table conditions in the north-eastern German lowlands in extreme dry and wet years. – *Water*, 13, 2259. DOI:10.3390/w13162259.

- DIETRICH, O., M. FAHLE, T. KAISER & J. STEIDL (2019): Eine Lysimeter-Studie zu Auswirkungen unterschiedlicher Grundwasser-Steuerregime auf den Bodenwasserhaushalt eines grundwassernahen Standorts – Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, 63, 6-18. DOI:10.5675/HyWa_2019.1_1.
- DIETRICH, O., M. FAHLE & M. SEYFARTH (2016): Behavior of water balance components at sites with shallow groundwater tables: Possibilities and limitations of their simulation using different ways to control weighable groundwater lysimeters. – Agricultural Water Management, 163, 75-89. DOI:10.1016/j.agwat.2015.09.005.
- DIETRICH, O. & T. KAISER (2017): Impact of groundwater regimes on water balance components of a site with a shallow water table. – Ecohydrology, 10, 1867. DOI:10.1002/eco.1867.
- DREXLER, J.Z., F.E. ANDERSON & R.L. SNYDER (2008): Evapotranspiration rates and crop coefficients for a restored marsh in the Sacramento-San Joaquin Delta, California, USA. – Hydrological Processes, 22, 725-735. DOI:10.1002/hyp.6650.
- Deutscher Wetterdienst (DWD), Climate Data Center (C.D.C.) (2024): Aktuelle tägliche Stationsbeobachtungen (Temperatur, Druck, Niederschlag, Sonnenscheindauer, etc.) für Deutschland, Version v23.3, 2023. <https://cdc.dwd.de/portal/> (zuletzt aufgerufen am 17. Januar 2024).
- GASCA-TUCKER, D.L., M.C. ACREMAN, C.T. AGNEW & J.R. THOMPSON (2007): Estimating evaporation from a wet grassland. – Hydrology and Earth System Sciences, 11, 270-282. DOI:10.5194/hess-11-270-2007.
- GÜNTHER, A., A. BARTHELMES, V. HUTH, H. JOOSTEN, G. JURASINSKI, F. KOEBSCH & J. COUWENBERG (2020): Prompt rewetting of drained peatlands reduces climate warming despite methane emissions. – Nature Communications, 11, 1644. DOI:10.1038/s41467-020-15499-z.
- HERBST, M. & L. KAPPEN (1999): The ratio of transpiration versus evaporation in a reed belt as influenced by weather conditions. – Aquatic Botany, 63, 113-125. DOI:10.1016/S0304-3770(98)00112-0.
- HÜBENER, H., K. BÜLOW, C. FOOKEN, B. FRÜH, P. HOFFMANN, ... M. WOLDT (2017): ReKliEs-De Ergebnisbericht. World Data Center for Climate (WDCC) at DKRZ. DOI:10.2312/WDCC/ReKliEsDe_Ergebnisbericht.
- JACOB, D., C. TEICHMANN, S. SOBOLOWSKI, E. KATRAGKOU, I. ANDERS, ... V. WULFMEYER (2020): Regional climate downscaling over Europe: Perspectives from the EURO-CORDEX community. – Regional Environmental Change, 20, 51. DOI:10.1007/s10113-020-01606-9.
- LANGE, T. & K. MOSLER (2017): Normalverteilung und zentraler Grenzwertsatz. – Lange, T., Mosler, K. (Hrsg): Statistik kompakt: Basiswissen für Ökonomen und Ingenieure. Springer, 55-62.
- MELUND (2023): Richtlinie zur Förderung wasserwirtschaftlicher Maßnahmen in Schleswig-Holstein. Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung des Landes Schleswig-Holstein, Potsdam.
- MLUK, Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Klimaschutz des Landes Brandenburg (2023): Richtlinie des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Klimaschutz des Landes Brandenburg zur Förderung von Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen zur Verbesserung des Klimaschutzes und der Wasserqualität auf landwirtschaftlich genutzten Flächen.
- PEACOCK, C.E. & T.M. HESS (2004): Estimating evapotranspiration from a reed bed using the Bowen ratio energy balance method. – Hydrological Processes, 18, 247-260. DOI:10.1002/hyp.1373.
- PEREIRA, L.S., P. PAREDES & D. ESPÍRITO-SANTO (2024): Crop coefficients of natural wetlands and riparian vegetation to compute ecosystem evapotranspiration and the water balance. – Irrigation Science. DOI:10.1007/s00271-024-00923-9.
- QUELUZ, J.G.T., F.F.S. PEREIRA & R.M. SANCHEZ-ROMAN (2018): Evapotranspiration and crop coefficient for *Typha latifolia* in constructed wetlands. – Water Quality Research Journal of Canada, 53, 53-60. DOI:10.2166/wqrj.2018.041.
- SIECK, K., C. NAM, L.M. BOUWER, D. RECHID & D. JACOB (2021): Weather extremes over Europe under 1.5 and 2.0 °C global warming from HAPPI regional climate ensemble simulations. – Earth System Dynamics, 12, 457-468. DOI:10.5194/esd-12-457-2021.
- TIEMEYER, B., E. ALBIAC BORRAZ, J. AUGUSTIN, M. BECHTOLD, S. BEETZ, C. BEYER, M. DRÖSLER, M. EBLI, et al. (2016): High emissions of greenhouse gases from grasslands on peat and other organic soils. – Global Change Biology, 22, 4134-4149. DOI:10.1111/gcb.13303.
- TRIANA, F., N.N.O. DI NASSO, G. RAGAGLINI, N. RONCUCCI & E. BONARI (2015): Evapotranspiration, crop coefficient and water use efficiency of giant reed (*Arundo donax* L.) and miscanthus (*Miscanthus giganteus* Greef et Deu.) in a Mediterranean environment. – Global Change Biology Bioenergy, 7, 811-819. DOI:10.1111/gcbb.12172.
- UBA, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (2023): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2023: Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2021.